

**Impact des particules fines (PM 2,5) sur l'anxiété des jeunes au
Canada**

Par : Charles-Antoine Séguin

Sous la direction de : Martino Pelli

Mémoire présenté en vue de l'obtention du grade de maîtrise en économie

Département d'économie
École de gestion
Université de Sherbrooke
16 janvier 2021

Sommaire

| | | |
|----------|--|-----------|
| 1 | Introduction | 1 |
| 2 | Revu de littérature | 3 |
| 2.1 | Le risque de suicide | 3 |
| 2.2 | La dépression | 4 |
| 2.3 | Le stress et l'anxiété | 5 |
| 2.4 | Conclusion | 7 |
| 3 | Bases de données | 7 |
| 3.1 | RNSPA | 8 |
| 3.1.1 | Description des polluants | 8 |
| 3.1.2 | Tendances | 9 |
| 3.1.3 | Normes | 9 |
| 3.1.4 | Étendu du réseau | 11 |
| 3.1.5 | Emplacement des stations | 12 |
| 3.1.6 | Instruments de collecte de données | 15 |
| 3.1.7 | Biais et validité des données | 15 |
| 3.2 | ELNEJ | 16 |
| 3.2.1 | Cycles | 17 |
| 3.2.2 | Méthode de collecte | 18 |
| 3.2.3 | Questionnaires | 19 |
| 3.2.4 | Échelles | 19 |
| 3.2.5 | Taille de l'échantillon et taux de réponse | 20 |
| 3.2.6 | Qualité des données | 20 |
| 3.3 | FCCP | 20 |
| 4 | Méthodologie | 21 |
| 4.1 | Manipulation des données | 21 |
| 4.1.1 | Attrition | 22 |
| 4.2 | Statistiques descriptives | 23 |
| 4.2.1 | Les PM 2,5 | 23 |
| 4.2.2 | Les variables de contrôle | 25 |
| 4.2.3 | L'anxiété | 27 |
| 4.3 | Les modèles | 27 |

| | | |
|----------|---|-----------|
| 4.3.1 | Modèle linéaire avec moyenne annuelle de PM 2,5 | 27 |
| 4.3.2 | Modèle linéaire avec norme annuelle de PM 2,5 | 28 |
| 5 | Résultats | 29 |
| 5.1 | Modèle linéaire avec moyenne annuelle de PM 2,5 | 29 |
| 5.2 | Modèle linéaire avec norme annuelle de PM 2,5 | 30 |
| 5.3 | Analyse des résultats | 30 |
| 5.4 | Effet marginal | 32 |
| 5.5 | Robustesse des résultats | 33 |
| 5.6 | Limites | 35 |
| 6 | Conclusion | 36 |
| 7 | Annexe | 37 |

Table des figures

| | | |
|----|--|----|
| 1 | Source d'émission de particules fines (PM 2,5) au Canada en 2016 . | 10 |
| 2 | Émissions moyenne de PM 2,5 par habitant dans le monde en 2016 | 11 |
| 3 | Émission annuelle de PM 2,5 par province canadienne (tonnes) . . | 11 |
| 4 | Respect des normes des émissions de PM 2,5 pour les années 2011 à 2016 | 13 |
| 5 | Intensité des PM 2,5 et nombre d'instruments de collecte | 14 |
| 6 | Âge des enfants et des jeunes par cohorte | 18 |
| 7 | Dispersion des variables de PM 2,5 (μ/m^3) et de l'anxiété | 24 |
| 8 | Effet marginal de la moyenne annuelle (μ/m^3) sur le score de l'anxiété | 33 |
| 9 | Moyenne annuelle par station par province (μ/m^3) | 37 |
| 10 | Nombre de journées au-dessus de la norme annuelle canadienne (10 μ/m^3) | 38 |
| 11 | Score d'anxiété standardisée | 39 |

Liste des tableaux

| | | |
|----|---|----|
| 1 | Normes canadiennes d'émissions de PM 2,5 ($\mu g/m^3$) | 12 |
| 2 | Nombre de répondant de la cohorte initiale par cyle | 18 |
| 3 | Statistiques descriptives concernant les variables de contrôle | 26 |
| 4 | Statistiques descriptives concernant la variable : moyenne annuelle | 40 |
| 5 | Statistiques descriptives concernant la variable : nombre de journées au-dessus de la norme canadienne | 40 |
| 6 | Statistiques descriptives concernant la variable : anxiété | 40 |
| 7 | Résultats avec les variables de moyennes annuelles sans effet fixe . | 41 |
| 8 | Résultats avec les variables de moyennes annuelles avec effets fixes | 42 |
| 9 | Résultats avec la variable de nombre de journées au-dessus de la norme annuelle | 43 |
| 10 | Résultats avec les variables de moyennes annuelles à des distances de 1,5 km, 2,5 km et 3 km des stations | 44 |
| 11 | Résultats avec la variable de nombre de journées au-dessus de la norme quotidienne | 45 |
| 12 | Illustration des effets fixes par régression | 46 |
| 13 | Illustration des effets fixes par régression | 46 |

1. Introduction

Il est légitime s'interroger à propos de l'impact de la pollution atmosphérique, non seulement sur nos milieux de vie, mais également sur notre santé. Depuis des décennies, l'impact de la pollution sur l'humain est documenté. Il est désormais admis que la pollution peut causer une hausse du risque de maladies cardiovasculaires, une diminution de l'efficacité pulmonaire et la mort prématurée (Anderson & al. 2012, Kim & al. 2015, Chen & al. 2015). De plus, l'Organisation mondiale de la Santé estimait que 800 000 morts seraient associées aux particules fines en 2002. L'effet de la pollution atmosphérique sur le comportement est toutefois moins connu. Ce lien intéresse les chercheurs depuis plusieurs années et cet intérêt n'a fait qu'augmenter au cours des dernières années, notamment à cause de la hausse de popularité de la conscience environnementale. La santé mentale étant un sujet sensible de l'actualité, l'importance de prendre en compte l'impact provenant de facteurs environnementaux sur le comportement est plus que jamais justifiée.

En économie, le concept d'externalité se définit comme étant un coût (externalité négative) ou un bénéfice (externalité positive) qui affecte un ou des agents sans que ces derniers soient en lien avec l'action d'origine. Dans le cas de la pollution atmosphérique, il est évidemment question d'une externalité négative. Le fardeau engendré par cette pollution se traduit, entre autres, par des coûts reliés au système de santé. Le système de santé canadien étant financé par le gouvernement fédéral et provincial, ces coûts sont indirectement assumés par les contribuables. La somme attribuée au système de santé au Canada s'élève à 264 milliards de dollars en 2019, ce qui équivaut à 7 000 \$ par habitant. Au niveau de la santé mentale, ce coût est estimé à près de 50 milliards par années^a. Plus précisément, l'anxiété représente 17 milliards à elle seule, une somme considérable^b. Il est donc évident de l'importance d'approfondir la compréhension des impacts de la pollution atmosphérique afin d'éclairer et d'orienter les décisions de nos décideurs.

Ce mémoire portera sur l'effet de la pollution atmosphérique sur l'anxiété de jeunes Canadiens. Plus précisément, les polluants analysés sont les particules fines de 2,5 micromètres de diamètre et moins (PM 2,5). Il est intéressant d'ob-

a. Institut canadien d'information sur la santé (2020)

b. Commission de la santé mentale du Canada (2017)

server les effets de ce polluant à un moment critique du développement du cerveau. Les données utilisées lors de cette analyse proviennent de deux principales sources, soit le réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique (RNSPA), l'enquête longitudinale nationale sur les enfants et les jeunes (ELNEJ). Une troisième base de données, le fichier de conversion des codes postaux (FCCP) sert de liaisons entre le RNSPA et l'ELNEJ. La première base de données contient l'information sur les PM 2,5 captées à l'aide de stations de collecte situées à travers le territoire canadien. La seconde est une enquête dont l'objet est d'obtenir des informations à propos des facteurs influençant le comportement, ainsi que le développement social et émotionnel de jeunes Canadiens. L'anxiété sera extraite de cette base de données. Le RNSPA et l'ELNEJ sont des produits de Statistique Canada, alors que le FCCP provient de Postes Canada. Afin d'analyser l'impact des PM 2,5 sur l'anxiété de jeunes canadiens, deux principales variables concernant la pollution atmosphérique ont été utilisées; la moyenne annuelle ainsi que le nombre de journées au-dessus de la norme canadienne de PM 2,5 dans l'air ($8,8 \mu/m^3$). La variable d'intérêt concernant l'anxiété est un score établi par l'ELNEJ pour mesurer l'anxiété des jeunes. En somme, 1511 observations ont servi lors de cette analyse.

Les jeunes étant suivis durant 8 cycles entre les années 1994 et 2008, un modèle de données en panel a été utilisé. De plus, des effets fixes ont été ajoutés afin de capter partiellement certaines caractéristiques non observables. Des résultats intéressants sont obtenus. D'abord, la variable de moyenne annuelle de PM 2,5 aurait un effet positif de 0,346. Ce résultat implique qu'une hausse de $1 \mu/m^3$ de la moyenne annuelle augmenterait l'écart type de l'anxiété de 0,346. Les résultats suggèrent également que la relation serait en U inversé. En effet, une variable de moyenne annuelle élevée au carré a été intégrée afin de capter la non-linéarité de la relation. Un coefficient négatif est obtenu pour cette variable. En utilisant la variable de nombre de journées au-dessus de la norme canadienne, un faible lien positif est obtenu. Conformément à la littérature, les résultats confirment l'effet négatif des PM 2,5 sur l'anxiété. De plus, les résultats suggèrent que l'exposition aux PM 2,5 sur une longue période aurait un plus grand impact qu'une grande exposition sur une courte période.

2. Revu de littérature

Cette section tentera de définir un portrait des travaux accomplis concernant l'impact de différents polluants sur le comportement humain. Cette revue de littérature sera séparée en fonction des composantes comportementales suivantes : le risque de suicide, la dépression et l'anxiété. Les principaux objectifs sont de déterminer les conclusions générales qui ressortent des différentes études, de cibler les sous-groupes les plus vulnérables et souligner les différentes techniques d'analyse. Une attention particulière sera attribuée auprès de la recherche sur l'anxiété et les PM_{2,5} étant donné qu'il s'agit du sujet de ce mémoire.

2.1. *Le risque de suicide*

Tout d'abord, un lien positif entre le risque de suicide et la pollution est reconnu au sein de la littérature. Cette relation se retrouve dans les pays développés comme les États-Unis (Bakian & al. 2015), ainsi que dans les pays en développement, par exemple, la région du nord-est de l'Asie (Kim & al. 2018). Les principaux individus à risques seraient les personnes ayant des problèmes cardiovasculaires (Kim & al. 2010), les hommes (Lee & al. 2018, Lin & al. 2016), les enfants et les personnes âgées (Casas & al. 2017). Ces conclusions ont été tirées en reliant le nombre de suicides enregistrés à des données portant sur les quantités de polluant présent dans l'air à l'aide d'une régression logistique à cas croisés (time stratified case-crossover). Cette technique est souvent utilisée par les études traitant des effets à court terme de la pollution sur la santé où l'on observe un événement marquant (Jaakkola, 2003). À la base développée par Maclure (1991), cette approche servait à évaluer le risque d'infarctus du myocarde à la suite d'une exposition élevée au monoxyde de carbone. Concrètement, elle consiste à utiliser de l'information sur le sujet à différents moments et de déterminer si l'exposition à la pollution à une période rapprochée de l'événement (dans ce cas, le suicide) aurait un plus grand impact. En d'autres mots, on utilise les sujets comme étant leurs propres contrôles. Généralement, les journées précédant l'événement sont comparées entre elles. Un des avantages de cette technique est qu'elle permet le contrôle pour la saisonnalité puisque les journées sont comparées entre elles, d'un mois à un autre et d'une année à une autre. D'un autre côté, Min & al. (2018) établit une corrélation positive entre l'exposition de long terme et le risque de suicide grâce à un modèle de survie (cox-proportional hazards regression). Cette

technique permet de calculer la probabilité qu'un événement survienne au cours d'une période et donc d'observer l'effet que la pollution peut avoir sur le comportement en question. D'autre part, une étude retrouve une corrélation positive entre certains polluants et les incidents de mutilation chez des étudiants chinois en 2012 et 2013 (Liu & al. 2018). Des questionnaires anonymes ont été distribués dans des écoles afin d'y évaluer les jeunes, croisé à des données contenant un niveau de pollution dans le but d'établir les conclusions.

2.2. La dépression

L'effet de la pollution atmosphérique sur la dépression a été observé par diverses études. Il semble qu'une corrélation positive se retrouve aussi bien lors d'une exposition récente au polluant (court terme) que lors d'une exposition au cours d'une longue période (long terme) (Zeng & al. 2019). Tout d'abord, des analyses de court terme illustrent un lien positif entre cette condition et certains polluants. Selon des études menées au Canada, l'ampleur de cette corrélation serait affectée par la température, c'est-à-dire qu'un climat plus chaud augmenterait l'effet de la pollution sur la dépression (Szyszkowicz 2007, Szyszkowicz & al. 2009). Ces conclusions ont été établies en croisant des données de visites à l'urgence pour dépression à la concentration moyenne de polluant par journée. Un modèle de Poisson est utilisé afin de prendre en compte l'aspect additif des données. Une conclusion similaire peut être tirée en utilisant une régression logistique à cas croisée, ce qui permet d'utiliser le sujet comme étant son propre contrôle et donc d'éviter un biais qui aurait pu être causé par des caractéristiques individuelles des sujets (Szyszkowicz & al. 2016). Certains groupes d'individus seraient plus à risque de développer une dépression suite à l'exposition à la pollution, par exemple : les femmes et les personnes souffrant de problèmes cardiovasculaires, de diabète et d'asthme (Cho & al. 2014). De plus, il semblerait qu'un lien positif existe entre le nombre d'hospitalisations provenant de l'abus d'alcool ou drogue et certains polluants dont les PM 2,5 (Szyszkowicz & al. 2018).

Par la suite, des analyses de long terme permettent également d'établir un lien positif entre la dépression et certains polluants. L'exposition au cours d'une longue période affecterait davantage certains sous-groupes tels les aînés et les femmes (Lim & al. 2012; Vert & al. 2017). Une exposition aux PM 2,5 en très bas âge aurait

plus d'impact chez l'être humain qu'une exposition à un âge plus avancé (Yolton & al. 2019). Ces deux dernières études ont été menées en utilisant des *land-use regression models* afin d'intégrer une composante spatiale de la pollution dans l'analyse, ce qui permet de tenir compte de la proximité des sujets aux stations de collecte de données d'émissions et donc d'augmenter la précision. Cependant, en utilisant cette même méthode, Zijlemaa & al. (2019) n'établissent aucun lien significatif entre la pollution et la dépression lors d'une étude portant sur plusieurs pays développés notamment la Norvège, la Finlande, l'Allemagne et les Pays-Bas. Selon les auteurs, cette inconsistance avec la littérature pourrait provenir du fait que les pays observés enregistrent une plus faible quantité de polluant relativement à certaines études.

2.3. Le stress et l'anxiété

L'anxiété est le sujet d'analyse de ce mémoire. De manière équivalente aux autres composantes observées, la littérature expose un effet négatif chez l'être humain provenant de la pollution atmosphérique. En effet, la relation entre le niveau d'exposition à la pollution et l'anxiété est positive dans la majorité des études.

Les PM 2,5, étant de fines particules à faible masse, trouvent leur porte d'entrée dans l'organisme humain par l'air que nous respirons. Une fois inhalées dans les poumons, elles diffusent des parois pulmonaires vers le sang et se propagent dans le corps par la circulation systémique (Anderson & al. 2012). Certains auteurs ont émis l'hypothèse que leur présence dans l'organisme menait à un état inflammatoire systémique chronique, c'est-à-dire expression de cytokines inflammatoires chroniques dans l'organisme (Anderson & al. 2012, Brunst & al. 2019, Anisman & al. 2012). Cet état inflammatoire systémique expliquerait l'apparition de troubles cardiovasculaires tels que des troubles de coagulation et d'activation plaquettaire, en plus de troubles respiratoires, tels qu'une réaction oxydative créant des lésions aux parois alvéolaires. Concrètement, ces dysfonctions immunitaires se manifestent par des maladies chroniques telles que l'athérosclérose, la maladie pulmonaire obstructive chronique (MPOC) et l'asthme. Ce serait par ces mêmes mécanismes que les PM 2,5 affecteraient le comportement humain. En effet, un déséquilibre des métabolites (par exemple, myo-inositol, N-acétylaspartate, créatine, choline) au cerveau a été corrélé à l'exposition à la pollution, plus précisément la pollu-

tion liée au trafic (Brunst & al. 2019). Ce déséquilibre homéostatique est rapporté comme responsable de troubles de la santé telle que l'anxiété (Brunst & al. 2019, Anisman & al. 2012) et la dépression (Anisman & al. 2012).

Étant donné que les effets négatifs des PM 2,5 sur l'humain proviendraient de l'inflammation, une étude a été menée auprès d'adolescents tente de mesurer le niveau d'inflammation du cerveau d'adolescents grâce à la résonance magnétique. Le myo-inositol, une composante neurochimique, servait de mesure de l'inflammation et de la dérégulation du cerveau de ces jeunes. Cet article tire les conclusions suivantes : une exposition récente au polluant augmente le myo-inositol et donc du même coup, l'anxiété chez les jeunes (Brunst & al., 2019). D'une part, une corrélation positive est établie entre l'exposition aux PM 2,5 et l'anxiété chez certains adultes (Power & al. 2015, Pun & al. 2017). En effet, une exposition ponctuelle au polluant lors d'une période récente aurait un impact plus important que celle au cours une période éloignée. Une étude portant sur les hommes âgés de 27 à 81 ans démontre une association positive entre le stress perçu par ces hommes et une grande quantité de polluants dans l'air (Mehta & al. 2015). Ces conclusions sont tirées à l'aide de régressions linéaires et non linéaires (logistiques) et des questionnaires afin de mesurer le niveau d'anxiété.

D'autre part, une étude s'attarde à l'effet d'une exposition prolongée à la pollution auprès de jeunes. Une moyenne d'exposition au cours de l'enfance est estimée et croisée à des données recueillies grâce à des questionnaires remplis par les parents. Un lien positif entre les PM 2,5 et l'anxiété y est établi en effectuant une analyse spatiale afin d'y intégrer la proximité des jeunes à une mesure de pollution (Yolton & al. 2019). Une exposition lors de la période de développement du cerveau des jeunes aurait donc un effet sur l'anxiété future. D'autres voies ont été explorées afin d'établir une relation entre la pollution et l'anxiété chez l'être humain, soit l'utilisation du nombre de visites à l'urgence pour des attaques de panique comme variable dépendante. Une corrélation positive entre l'ozone y est observée à l'aide d'un modèle additif de poisson (Cho & al. 2015).

2.4. Conclusion

Il semble y avoir un consensus concernant l'effet négatif de la pollution atmosphérique sur le comportement humain au sein de la littérature. Certains sous-groupes de la population seraient plus vulnérables à ces effets néfastes causés par la concentration de polluants dans l'air, notamment les aînés, les personnes ayant des maladies cardiovasculaires et respiratoires, ainsi que les jeunes. Les effets négatifs auprès de la population se retrouvent aussi bien dans les pays développés que dans les pays en développement. Un ensemble de polluant tel que l'ozone, les PM 2,5, les PM 10, le dioxyde d'azote et le soufre, pour en nommer quelques-uns, contribueraient à affecter le comportement de façon négative. Bien que l'aspect néfaste soit de plus en plus documenté, beaucoup de travail reste à être accompli à ce sujet.

Ce mémoire trouve sa pertinence dans l'analyse d'un sous-groupe vulnérable, soit les jeunes et les enfants. Peu d'études utilisant cette composition d'échantillon ont été menées. Considérant que le cerveau humain est en développement chez les jeunes, il est intéressant d'effectuer davantage de recherche concernant les impacts de pollution atmosphérique sur le développement humain. L'utilisation de questionnaires pour déterminer le niveau d'anxiété de ces jeunes afin d'y établir un lien avec les PM 2,5 est conforme aux analyses effectuées par les pairs. L'aspect spatial est également pris en compte afin d'obtenir une plus grande précision possible lors de l'analyse. Ainsi, la précision des données de pollution permet de procéder à un travail rigoureux dans le but de tirer de conclusions fiables.

3. Bases de données

Dans le cadre de cette analyse, deux bases de données principales ont été utilisées : le réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique (RNSPA), ainsi que l'enquête longitudinale nationale sur les enfants et les jeunes (ELNEJ). La première regroupe des données sur la pollution atmosphérique à travers le territoire canadien alors que la seconde détient des éléments sur le comportement des jeunes et des enfants canadiens. Une troisième base de données est utilisée afin d'établir un lien entre les deux premières : le fichier de conversion des codes postaux (FCCP).

3.1. RNSPA

Le RNSPA est une base de données compilant de l'information au sujet de divers polluants au cours d'une période allant de 1969 à ce jour. Les principaux avantages de cette base de données sont la précision des données en termes de qualité des instruments de mesure, la fréquence de prise de mesure (horaire) ainsi que l'étendue du réseau de collecte, c'est-à-dire la dispersion géographique de ses instruments de mesure. Au cours des années, plusieurs polluants ont été ajoutés à la liste de collecte de données. On y retrouve de l'information, l'ozone troposphérique (O₃) à partir de 1974, le dioxyde de soufre (SO₂) à partir de 1974, le monoxyde de carbone (CO) à partir de 1974, le monoxyde d'azote (NO) à partir de 1980, l'oxyde d'azote (NO_x) à partir de 1980, le dioxyde d'azote (NO₂) à partir de 1980 et sur les particules fines (PM 10 et PM 2,5) à partir de 1992 et 1995. Les données sur la qualité de l'air pour les principaux polluants atmosphériques sont recueillies par plus de 368 stations dispersées au sein de 220 collectivités des dix provinces et deux territoires. L'objectif principal de ce réseau est d'évaluer et de surveiller la qualité de l'air dans les régions peuplées du Canada. Les sites de collecte ont été choisis afin d'obtenir des données qui représentent les zones géographiques dans le but d'établir un portrait fidèle de l'environnement dans lequel vit la population. La gestion de cette base de données est possible grâce à un accord de coopération entre les provinces et les territoires.

3.1.1. Description des polluants

Dans le cadre de notre étude, nous concentrons l'analyse sur un type de polluant : les particules fines ayant moins de 2,5 micromètres de diamètre (PM 2,5). Cette section définit le polluant étudié et établit un bref portrait des tendances canadiennes et québécoises en ce qui a trait à sa présence dans l'air. Une particule fine est un fragment en suspension dans l'air pouvant prendre une forme liquide ou solide. Il existe deux classes de particules fines (primaire et secondaire) qui se distinguent en fonction de leur origine de formation. Les particules fines primaires sont directement libérées dans l'air. Elles peuvent provenir, par exemple, de cheminées à la suite d'une combustion, du sol qui s'érode par le vent ou de la combustion provenant de moteurs de voitures. Les particules fines secondaires quant à elles proviennent de la transformation de gaz en particules, notamment les dioxydes de soufre et les oxydes d'azote. La figure 1 indique la provenance des

émissions de particules fines au Canada en 2016. La principale source est le chauffage résidentiel à hauteur de plus de 160 000 tonnes par année.

À ce jour, il est admis que ce polluant est nocif pour la santé humaine. Plusieurs recherches établissent un lien entre les particules fines et des problèmes de santé. Kim & al. (2015) note dans un article le lien positif observé par diverses études entre les particules fines et les maladies cardiovasculaires, la diminution de l'efficacité pulmonaire, la mort prématurée et les admissions à l'hôpital pour les problèmes respiratoires. De plus, l'Organisation mondiale de la Santé estimait que 800 000 morts seraient associées aux particules fines en 2002^c. Plusieurs facteurs affectent le degré de nocivités de ce polluant pour la santé humaine. Tout d'abord, la taille des particules fines. Les PM 2,5 sont donc davantage néfastes pour les humains que les particules ayant un diamètre plus élevé, car elles se déposent plus en profondeur au sein du système respiratoire et pénètrent dans le flux sanguin. Le niveau de concentration du polluant dans l'air serait également un facteur déterminant de la nocivité sur la santé humaine. Le Canada est un pays ayant généralement une faible concentration de pollution atmosphérique en comparaison à d'autres pays.

3.1.2. *Tendances*

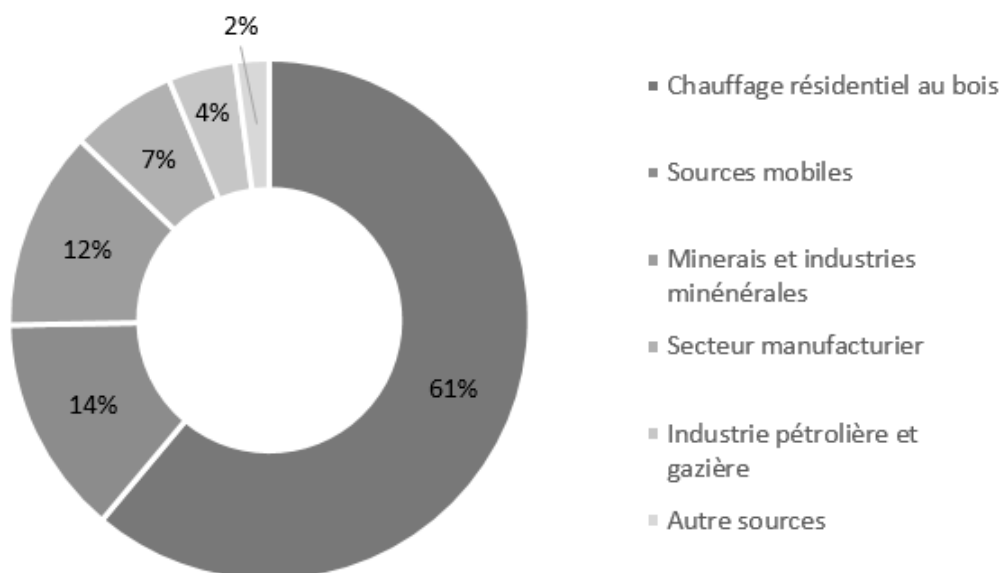
En comparaison avec certaines régions du monde, le Canada détient un niveau de PM 2,5 relativement bas (voir figure 2). Selon la banque mondiale, Le Canada se retrouve parmi les pays ayant la plus faible moyenne de PM 2,5 par habitant en 2016. La concentration moyenne annuelle varie en fonction des provinces (voir figure 3). Le Québec est la province ayant la moyenne annuelle de PM 2,5 la plus élevée, suivis par l'Ontario. Ces valeurs semblent toutefois diminuer au cours des années pour l'ensemble des provinces canadiennes.

3.1.3. *Normes*

En 2012 le conseil des ministres de l'Environnement, un regroupement des ministres de l'Environnement du Canada et des différentes provinces, a adopté un système de gestion de la qualité de l'air. Des normes ont été mises au point afin

c. World Health Report 2002.

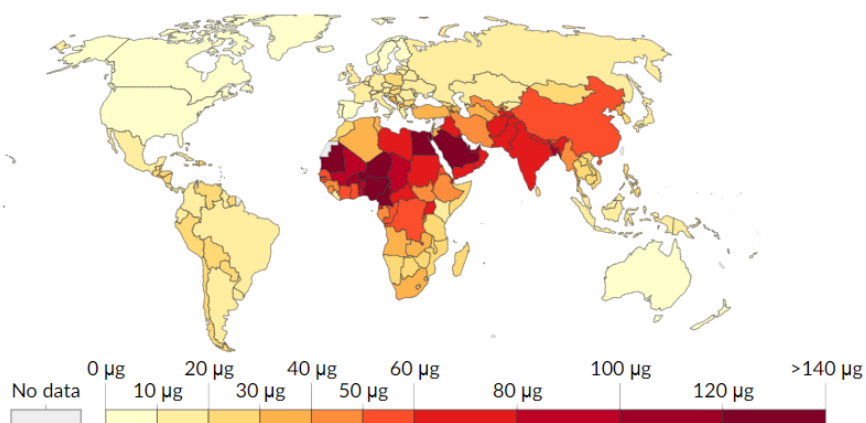
FIGURE 1. Source d'émission de particules fines (PM 2,5) au Canada en 2016



Source : Conseil canadien des ministres de l'Environnement

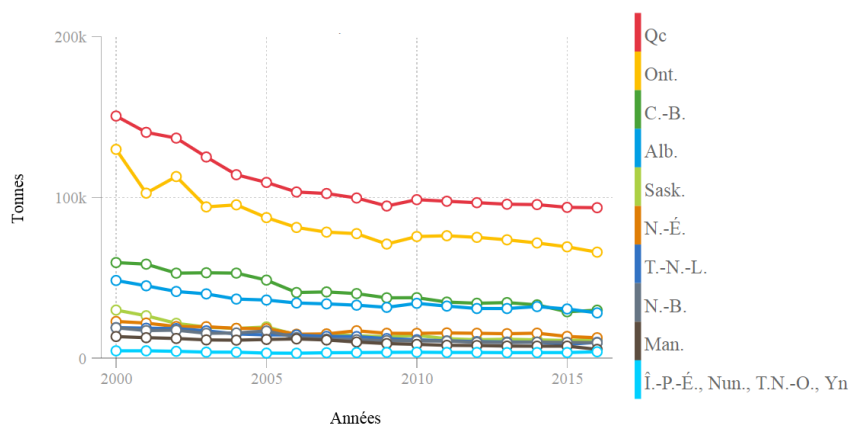
d'assurer la qualité de l'air sur le territoire canadien. Chaque province participante au système pancanadien de gestion de la qualité de l'air a le devoir de fournir un rapport de conformité aux normes dans les diverses zones atmosphériques. Chaque collectivité de plus de 100 000 habitants doit posséder une station de mesure de polluants. Le tableau 1 indique les normes au Canada en 2015 ainsi que celles de 2020. Pour respecter la norme, les données recueillies doivent se situer sous une moyenne annuelle de $10,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en 2015 et de $8,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ à partir de 2020. De plus, la moyenne de polluant sur une période de 24 heures doit être inférieure à $28 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour respecter la norme de 2015 et inférieure à $27 \mu\text{g}/\text{m}^3$ dès 2020. Les figures 4 a) et b) indiquent les régions canadiennes respectant les normes de 2015 pour la période de 2011 à 2016. La majorité des régions respectent les normes, à l'exception de certaines zones, dont la partie du Québec la plus densément peuplée.

FIGURE 2. Émissions moyenne de PM_{2,5} par habitant dans le monde en 2016



Source : Banque mondiale

FIGURE 3. Émission annuelle de PM_{2,5} par province canadienne (tonnes)



Source : Conseil canadien des ministres de l'Environnement

3.1.4. Étendu du réseau

Les figures 5 (a), (b) et (c) démontrent l'étendue du réseau d'instrument de collecte de PM_{2,5} en 1996, 2005 et 2016. La première année de collecte de données s'est déroulée en 1996, année où très peu de stations existaient. Ensuite, le nombre

Tableau 1. Normes canadiennes d'émissions de PM 2,5 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

| Période | 2015 | 2020 |
|---------------------|------|------|
| Moyenne quotidienne | 28 | 27 |
| Moyenne annuelle | 10,0 | 8,8 |

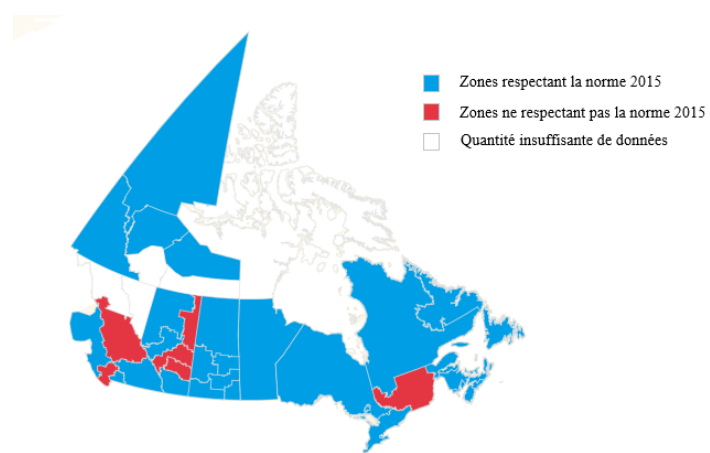
Source : Conseil canadien des ministres de l'Environnement

de stations a augmenté pour se stabiliser autour de 2005. En 2016, 219 stations collectent des données sur ce polluant. Une plus grande concentration de station se retrouve dans les régions ayant une densité de population élevée. Le Québec, l'Ontario et la Colombie-Britannique possèdent le plus grand nombre de stations. Dans les figures ci-dessous, la teinte de couleur des provinces et des territoires reflète la quantité d'instruments présente dans la région. Par exemple, une couleur foncée indique un grand nombre de stations. Il est également possible d'observer l'intensité du polluant par la grosseur du point sur la carte. À première vue, il semble qu'en 2005 il y avait une plus grande intensité de PM 2,5 dans les régions peuplées de l'Ontario et du Québec qu'en 2016. La plus grande concentration du polluant en 2016 se retrouve en Alberta.

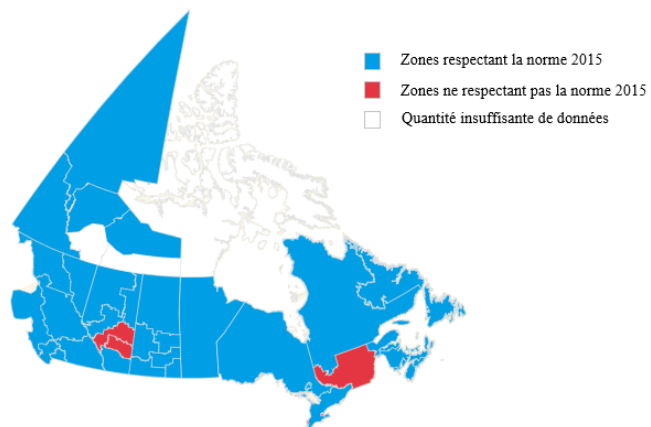
3.1.5. *Emplacement des stations*

Comme mentionné plus haut, l'objectif du RNSPA est de bien représenter l'environnement dans lequel vit la population canadienne, il est question ici de représentativité spatiale. En règle générale, les stations servent à assurer la conformité des régions au système pancanadien de qualité de l'air et à contrôler le niveau d'émission de polluant de certaines sources. L'emplacement des stations est donc choisi en fonction de répondre à ces objectifs. Les stations servant à assurer la conformité des régions au système pancanadien de qualité de l'air sont généralement établies près de lieux résidentiels ou près des endroits où les gens s'adonnent à des activités. Par exemple, à proximité des écoles ou des parcs. Au moins une station doit se situer près du centre-ville. Les stations sont dispersées en fonction de la densité de la population dans les régions métropolitaines de recensement. Ces régions peuvent être subdivisées en sous-régions lorsque la population est supérieure à 500 000 habitants. Une station est installée chaque 250 000 habitants. La distance entre celles-ci dépend de la densité de la population. Les stations servants à contrôler le niveau d'émission de polluant de certaines sources sont

FIGURE 4. Respect des normes des émissions de PM 2,5 pour les années 2011 à 2016



(a)

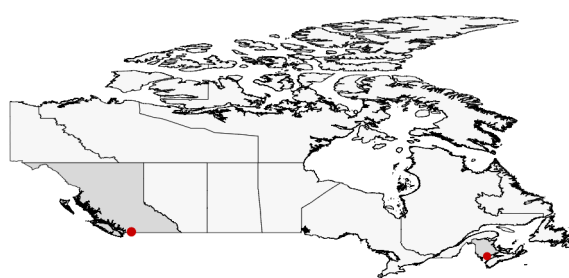


(b)

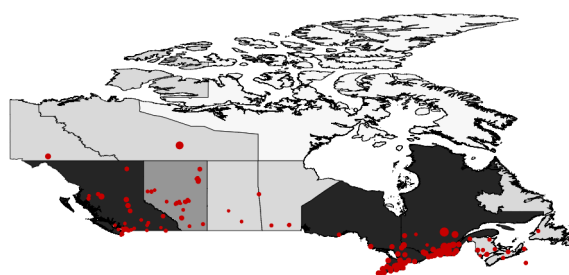
Source : Conseil canadien des ministres de l'Environnement

Note : Le graphique a) indique le respect de la norme quotidienne et le graphique b) indique le respect de la norme annuelle.

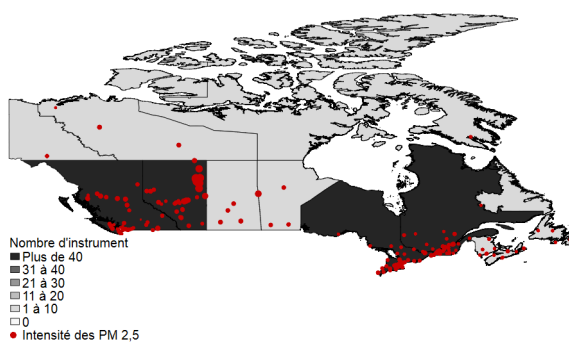
FIGURE 5. Intensité des PM 2,5 et nombre d'instruments de collecte



(a)



(b)



(c)

Note : Les figures 5 (a), (b) et (c) représentent la dispersion des instruments (points rouges) et l'intensité des émissions (grosleur des marqueurs) pour les années 1996, 2005 et 2016 respectivement. La couleur des provinces représente la densité d'instruments présents sur le territoire.

placées à proximité de ces sources potentiellement problématiques. Lors d'emplacements ruraux, elle sera établie entre la communauté et la source en question. Dans le cas de cet objectif, la station n'est pas nécessairement représentative de l'exposition subie par les Canadiens. L'installation de nouvelle station est laissée à la discrétion des collaborateurs du RNSPA, c'est-à-dire, les ministères de l'Environnement et les gouvernements. Considérant que les stations sont mises en place pour assurer la conformité et contrôler des sources d'émission, les choix de l'emplacement sont dictés par ces objectifs. Les stations sont donc d'abord établies à de sites denses en population et dans certains cas, près de sources de pollution. Cela étant dit, il est possible que le choix des emplacements des nouvelles stations ait un impact sur les résultats de cette analyse. En effet, les stations étant établies où la population est plus dense, il est possible que lorsque les données des répondants de l'ELNEJ ont été croisées, les répondants vivant dans des milieux ruraux soient sous représentés. De plus, les stations contrôlant pour des sources de polluants risquent d'être plus près de répondants ayant un statut socio-économique plus faible étant donné que les quartiers plus pollués sont normalement associés ce type de statut. Une surreprésentation des gens à faible revenu pourrait également entraîner un biais dans les estimations.

3.1.6. *Instruments de collecte de données*

Cinq modèles d'instruments sont utilisés afin de mesurer les particules fines de 2,5 micromètres ou moins : TEOM, FDMS, BAM, SHARP et GRIMM. Ces équipements permettent de prendre des mesures horaires du polluant. Le type d'appareil le plus ancien utilisé au sein du réseau est le TEOM. De façon plus technique, il s'agit d'un équipement de suivi à microbalance à élément conique oscillant Rupprecht et Patashnick. Un enjeu de précision est rapporté concernant cet équipement, il en sera discuté dans la prochaine section. Les quatre autres modèles d'instruments de mesure sont plus précis et permettent d'éliminer l'enjeu de précision causé par l'appareil de type TEOM. Les anciens équipements ont donc été remplacés graduellement à partir de 2005.

3.1.7. *Biais et validité des données*

Il existe un certain biais concernant les données sur les PM 2,5 collectées avec les instruments utilisant l'ancienne technologie (TEOM). En effet, ces instru-

ments tendent à sous-estimer la concentration des PM 2,5 lorsque l'air contient une grande proportion de particules semi-volatiles. Par exemple, en période très froide, une plus grande proportion de nitrate d'ammonium pourrait causer un biais. Cependant, les nouvelles machines (FDMS, BAM, SHARP et GRIMM) seraient à l'abri de ce biais, donc ils obtiennent des données plus précises^d. Ce biais causé par les instruments pourrait affecter les résultats de cette analyse. En effet, si les valeurs de concentration de PM 2,5 sont sous-estimées, il est possible que le nombre de journées au-dessus de la norme annuelle canadienne et la moyenne annuelle de PM 2,5 (les variables utilisées lors de l'analyse) soit également sous-estimé. De plus, très peu d'instruments ont été remplacés lors des années prises en compte par l'analyse, soit de 1996 à 2008.

Afin que les données soient considérées comme valides dans une journée, l'appareil doit avoir compilé des mesures au cours d'une période de 18 heures, soit 75% d'une journée. Une station est incluse dans la base de données lorsqu'elle collecte au moins 75% de jours valides au cours d'une année et qu'au moins 60% de ces jours sont valides par trimestre. Sans le respect de ces conditions, les données sont considérées insuffisantes et donc écartées.

3.2. *ELNEJ*

La base de données utilisée dans le but d'analyser la composante comportementale est l'ELNEJ. Cette enquête a été conçue afin d'obtenir des informations à propos des facteurs influençant le comportement, ainsi que le développement social et émotionnel de jeunes Canadiens. L'ELNEJ permet de suivre plus de 10 000 enfants de la naissance à l'âge adulte (voir tableau 2). Une panoplie de thématiques y sont abordées telles que la santé, le développement physique, l'apprentissage, le comportement et l'environnement dans lequel le jeune évolue. L'ELNEJ s'étale au cours de 8 cycles où les jeunes sont questionnés tous les deux ans. Les sujets sont interrogés par un intervieweur. Cette enquête est de type probabiliste, ce qui signifie que les jeunes sont sélectionnés dans l'optique d'obtenir un échantillon représentatif de la population canadienne. Cette enquête a été réalisée par Statistique Canada et a été commanditée par Ressources humaines et Développement des compétences Canada. Les principaux objectifs de l'ELNEJ sont de déterminer

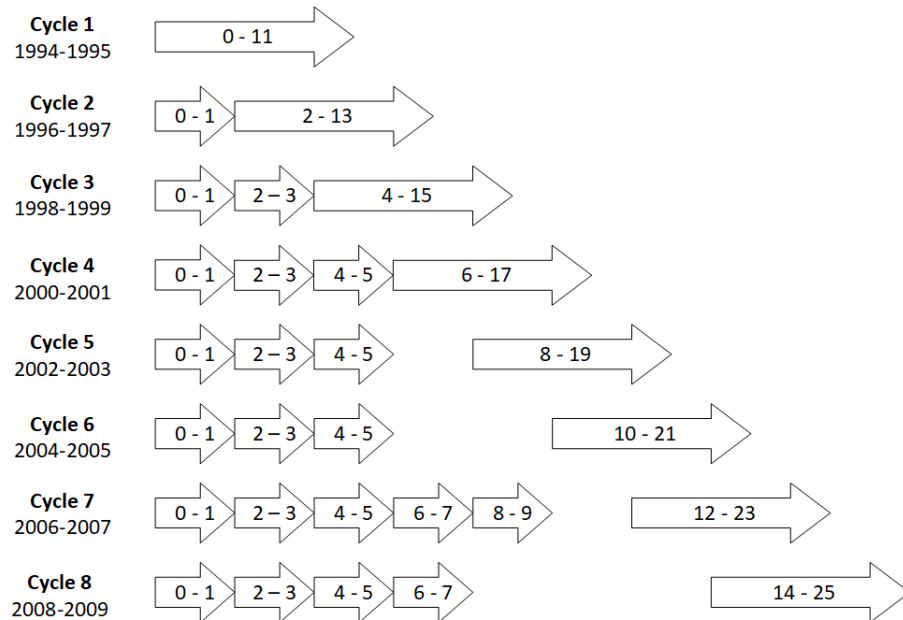
d. Environnement et changement climatique Canada.

des facteurs de risques chez les enfants et les jeunes, d'obtenir des informations biologiques, sociales et économiques ainsi que des informations sur leur milieu de vie afin de comprendre comment ces facteurs influencent le développement. Ceci dit, dans le cadre de cette analyse, les principaux avantages de l'ELNEJ sont la grande quantité d'observations étalées sur une période relativement longue ainsi que la quantité d'informations que les questionnaires prennent en compte. Ces points forts permettent d'analyser l'anxiété chez les enfants et les jeunes Canadiens.

3.2.1. *Cycles*

Les premiers sujets ont été interrogés à l'automne 1994 et à l'hiver 1995 (cycle 1). Le suivi des candidats s'est enchaîné tous les deux ans jusqu'à l'automne 2008 et l'hiver 2009 pour un total de 8 cycles. Les enfants et les jeunes interrogés lors du premier cycle étaient âgés entre 0 et 11 ans. Lors du dernier cycle, ils étaient âgés de 14 à 25 ans. Au cours de chaque autre cycle, des cohortes de 0-1 an ont été ajoutées et suivies pour une durée de 3 ou 4 cycles. Ces derniers ont été sélectionnés au sein de l'enquête sur la population active. La cohorte initiale est utilisée lors de l'analyse de l'impact des PM 2,5 sur l'anxiété. Cette cohorte s'étant sur une période de 8 cycles, ce qui permet l'utilisation de données en panel. La figure 6 représente l'évolution de l'âge des cohortes à travers les cycles. Les flèches représentent les cohortes. L'âge des participants pour chacun des cycles est indiqué à l'intérieur de ces flèches. Par exemple, au cycle 1 (1994 et 1995), la cohorte initiale inclut des enfants de 0 à 11 ans. Au cycle 2, cette même cohorte est représentée deux années plus tard, les enfants ont à ce moment 2 à 13 ans. Les petites flèches représentent des cohortes additionnelles, elles ne seront pas tenues pour compte dans cette analyse. La cohorte initiale est la plus pertinente, car il est possible d'observer l'évolution des enfants et des jeunes. En 2008-2009, les jeunes de la première cohorte auront atteint un âge situé entre 14 et 25 ans.

FIGURE 6. Âge des enfants et des jeunes par cohorte



Source : Statistique Canada, Enquête longitudinale nationale sur les enfants et les jeunes

Tableau 2. Nombre de répondant de la cohorte initiale par cyle

| Cycle | Groupe d'âge (années) | Nombre d'enfants et de jeunes répondant |
|-------|--------------------------|--|
| 1 | 0 à 11 | 22 831 |
| 2 | 2 à 13 | 15 391 |
| 3 | 4 à 15 | 14 777 |
| 4 | 6 à 17 | 13 176 |
| 5 | 8 à 19 | 12 280 |
| 6 | 10 à 21 | 11 178 |
| 7 | 12 à 23 | 10 966 |
| 8 | 14 à 25 | 10 208 |

Source : Statistique Canada, Enquête longitudinale nationale sur les enfants et les jeunes

3.2.2. Méthode de collecte

Deux types de collecte de données ont été utilisés par l'enquête : l'interview assistée par ordinateur et le questionnaire format papier. Les questionnaires assistés

par ordinateur permettent d'établir un cheminement de questions en fonction des réponses du sujet et ainsi poser les questions qui s'appliquent à la situation du sujet. Cette méthode est la plus utilisée dans l'enquête, elle permet une meilleure qualité des données.

3.2.3. Questionnaires

Les questionnaires comprennent plusieurs composantes : Ménage, Enfant, Adulte et Jeune. Ces composantes sont des sous-sections adressées à différentes personnes (enfant ou personne la mieux renseignée) servant à cibler certains aspects entourant l'enfant ou le jeune. La composante Ménage sert à recueillir de l'information à propos du ménage. La composition, les liens de parenté ainsi que plusieurs autres caractéristiques démographiques y sont représentés. La personne la mieux renseignée (PMR) à propos de l'enfant y est déterminée. C'est ce parent qui sera responsable de remplir une partie du questionnaire concernant l'enfant. La composante enfant s'adresse aux enfants et aux jeunes ayant de 0 à 17 ans à l'exception de ceux qui vivent de façon autonome. Pour cette composante, c'est le PMR qui répond aux questions. La composante adulte concerne uniquement la personne la mieux renseignée. La composante jeune s'adresse aux sujets ayant 16 ans et plus, ceux-ci répondent eux-mêmes aux questionnaires.

3.2.4. Échelles

Les échelles ont été créées afin d'apporter une mesure à certains concepts. Le jeune répond à un ensemble de questions en lien avec un concept. Ensuite, en tenant compte de ces réponses, un score est attribué pour ce concept. Par exemple, des questions comme « À quelle fréquence l'enfant semble nerveux ? » serviront à déterminer un score pour l'anxiété. Les échelles peuvent prendre des valeurs numériques allant jusqu'à 36. Dans le cadre de cette étude, les échelles deviennent un outil important de comparaison entre les jeunes. La validité des échelles a été testée grâce au coefficient alpha de Cronbach^e. Ce coefficient mesure la cohérence interne des questions posées dans un test. Normalement, un coefficient supérieur

e. Ce coefficient évalue la corrélation entre les réponses aux différentes questions et la corrélation entre les réponses aux questions et le score total. Plus le coefficient se rapproche de 1, plus la corrélation est élevée et donc il y a cohérence. Dans ce cas, on dit que l'ensemble des questions mesurent le même élément.

à 0,7 indique que le questionnaire est acceptable. Pour l'échelle choisie (Trouble émotif – anxiété), le coefficient est supérieur à 0,7. L'échelle utilisée est donc considérée cohérente.

3.2.5. *Taille de l'échantillon et taux de réponse*

Au cours de cette enquête, entre 18 000 et 20 000 ménages par cycle ont été questionnés pour la cohorte initiale. Le taux de réponse cumulatif de la cohorte initiale est de 52,7% au 8e cycle. Certains enfants et jeunes ont été écartés de l'étude pour des raisons comme le déménagement hors du pays ou bien l'absence de réponse au cours de trois cycles consécutifs. La taille de l'échantillon fait de l'ELNEJ une base de données considérable et le suivi des jeunes à travers le temps se prête bien à l'analyse de l'impact des PM 2,5 sur l'anxiété lors d'une période de développement du corps humain.

3.2.6. *Qualité des données*

L'ELNEJ n'est pas à l'abri de biais. Deux types d'erreurs guettent cette base de données : les erreurs d'échantillonnage et les erreurs non dues à l'échantillonnage. L'erreur d'échantillonnage est estimée et prise en compte par Statistique Canada grâce à l'ajout de poids aux observations, afin que celle-ci représente la population canadienne. Malgré toutes les précautions prises par les auteurs de l'enquête, des erreurs non dues à l'échantillonnage peuvent s'y glisser. Voici plusieurs exemples pouvant causer ce type d'erreurs. La réponse à une question délicate peut causer une autocensure du répondant ou bien entraîner celui-ci à répondre vaguement malgré la nature confidentielle de l'enquête. Une mauvaise mémoire peut entraîner une réponse inadéquate. Une erreur de traduction dans les questionnaires peut entraîner une mauvaise compréhension par le répondant. Ce type d'erreurs est hors de contrôle des auteurs.

3.3. *FCCP*

La troisième base de données utilisée dans ce projet est le fichier de conversion des codes postaux (FCCP). Ce produit fourni par Postes Canada relie les 900 000 codes postaux du Canada à la géographie du recensement de Statistique Canada. Il nous fournit une correspondance entre le code postal à 6 chiffres et

les zones géographiques normalisées de Statistique Canada. Ces données ont été mises à jour en 2019. On y trouve également les coordonnées de longitude et latitudes des centroïdes. Au sein de la base de données de l'ELNEJ, les codes postaux des enfants sont disponibles. Ces codes postaux sont convertis en points géographiques (longitude, latitude) représentant les centroïdes et sont ensuite liés aux coordonnées des stations de mesure de pollution du RNSPA. Ainsi, il sera possible d'approximer le niveau de pollution auquel les sujets ont été exposés. Bien qu'en général ces estimations semblent précises, dans certaines régions ayant une plus faible densité de population il peut y avoir un biais causé par le fait que la superficie de la région que couvre le code postal soit plus grande. Utiliser le centroïde des codes postaux est donc plus précis dans les villes que dans les régions moins peuplées. De prochains travaux pourraient servir à interpoler les valeurs de la pollution entre les stations de collecte afin d'approximer plus précisément le niveau d'exposition des jeunes et des enfants.

4. Méthodologie

Cette section se divise en trois parties. Tout d'abord, une brève explication du travail de manipulation des données, suivie par une présentation de statistiques descriptives concernant les données de PM_{2,5}, ainsi que celles concernant l'anxiété. Finalement, les modèles de régressions utilisées seront présentés.

4.1. Manipulation des données

Tout d'abord, la principale variable utilisée pour cette analyse est l'échelle traitant sur l'anxiété des jeunes de l'ELNEJ. Les valeurs de cette échelle sont comprises entre 0 et 36. Ces valeurs sont standardisées afin que la moyenne soit égale à zéro et que l'écart type soit égal à un. Comme mentionné plus haut la cohorte principale est utilisée, ce qui permet de suivre les jeunes au long de plusieurs périodes soit du cycle 1 (1994) à 8 (2008). Cependant, les données sur la pollution ne sont pas disponibles au moment du premier cycle, étant donné que les premières stations de collecte ont été installées en 1995. De plus, le nombre de stations demeure limité au cours des premières années. Uniquement deux stations ont été déployées en 1996. En 2000, ce chiffre s'élève à 61 pour terminer à 192 en 2008. La majorité des stations (plus de 80%) sont dispersées au sein de quatre provinces, soit l'Ontario, le Québec, la Colombie-Britannique et l'Alberta.

Ensuite, une distance maximale entre les stations et les répondants de l'enquête est établie afin de bien représenter l'environnement dans lequel les enfants vivent. Dans ce cas, tous les répondants ayant le centroïde de leur région postale à l'intérieur d'un rayon de deux kilomètres des stations sont retenus. L'échantillon total correspond à 58 283 observations. Une fois le 2 km retranché, l'échantillon correspond à 1511 observations. En général, les enfants ont été suivis plusieurs fois, par contre, près de 40% sont des observations uniques. Ceci s'explique par la mise de côté d'une certaine quantité d'observation se situant à une distance dépassant deux kilomètres des stations, par le faible nombre de stations au début de l'enquête et par l'érosion des répondants de l'ELNEJ, ce dernier point sera discuter dans la prochaine section. En effet, plus le nombre de stations augmente, plus le nombre d'observations récurrentes augmente.

4.1.1. *Attrition*

L'attrition, c'est-à-dire l'érosion de l'échantillon à travers le temps, est une problématique qui touche l'ELNEJ. Dans le tableau 6 de l'annexe comportant les valeurs du score de l'anxiété des jeunes pour l'ensemble de l'enquête, on observe une grande perte de répondants lors du passage de l'année 2000 à 2002. En effet, le nombre d'observations total réduit de plus de la moitié, soit de 13 151 à 5 152. Cette perte de réponse est due à deux causes selon Statistique Canada : des critères non respectés par les répondants ou bien l'attrition. Dans le premier cas, certains critères de sélections ont été mis en place après le début de l'enquête, ce qui cause une perte d'observation s'élevant à plus de 10 000, un nombre considérable. Quant à l'attrition, elle serait responsable de plus de 3 000 pertes d'observation. Ce type de non-réponse peut biaiser les estimations si les non-réponses ne sont pas aléatoires (Vandecasteele al. 2007). Dans le cas de la première cause, aucune différence significative n'est observée entre les enfants éliminés de l'enquête et ceux de l'échantillon final selon Statistique Canada. Cependant, dans le cas de l'attrition, des différences notables existent entre les caractéristiques des ménages ayant abandonné et ceux de l'échantillon final. Les non-répondants étaient plus susceptibles d'avoir un statut socio-économique plus faible. Les mères étaient généralement plus jeunes ou adolescentes, monoparentales et titulaires d'un diplôme de niveau secondaire ou inférieur. De plus, une proportion plus

élevée des mères ayant abandonné l'enquête avait fumé durant leur grossesse. Selon Statistique Canada, ces différences entre les répondants ayant abandonné à cause de l'attrition et ceux de l'échantillon final ne constituent pas un biais, car les poids longitudinaux fournis par l'enquête tiennent compte de ces non-réponses. Cependant, il est possible que cette situation entraîne une sous-représentation des répondants ayant un faible statut socio-économique dans l'enquête. En milieux ruraux, cette sous-représentation pourrait être plus importante étant donné que le revenu est généralement plus faible. De plus, comme mentionnées dans la section concernant l'emplacement des stations, elles sont d'abord implantées dans les milieux ayant une plus dense population, ce qui aurait comme effet d'accroître cette sous-représentation.

Deux conséquences émergent de ces situations. D'abord, la perte d'observation causée par ces non-réponses additionnée à celle provenant d'un petit nombre de stations mise en place au début de l'enquête réduit considérablement la quantité d'observation totale disponible. Ensuite, une possible sous-représentation des répondants ayant un faible statut socio-économique peut entraîner un biais dans les estimations. Cette sous-représentation de ménage à faible statut socio-économique pourrait occasionner une atténuation de l'effet des PM_{2,5} sur l'anxiété.

4.2. Statistiques descriptives

Dans le but de bien cerner les différentes caractéristiques des données du RNSPA et de l'ELNEJ, les statistiques descriptives sont essentielles. Des diagrammes à boîtes sont utilisés dans cette optique de par leur capacité à démontrer la distribution des données. Cette section décrira les données utilisées dans l'analyse.

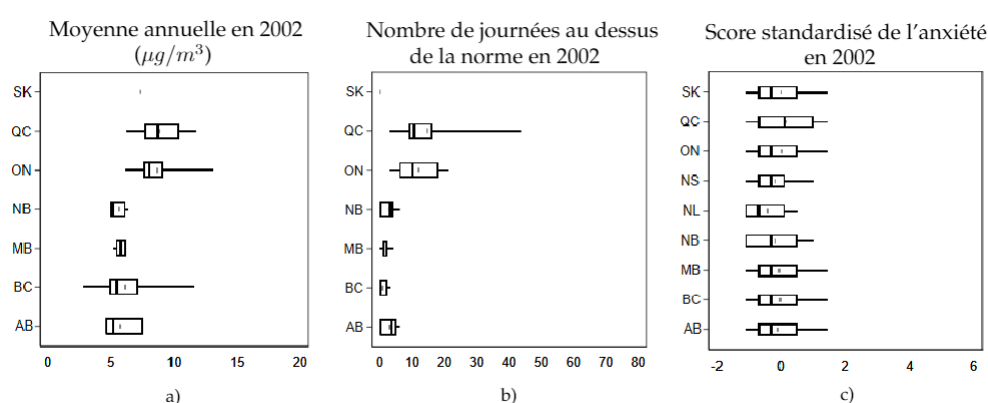
4.2.1. Les PM_{2,5}

Deux variables en lien avec les PM_{2,5} sont utilisées afin d'analyser l'effet de la pollution atmosphérique sur l'anxiété des jeunes Canadiens ; la moyenne annuelle de polluant par station ainsi que le nombre de journées au-dessus de la norme annuelle canadienne établit par le Conseil des ministres de l'Environnement, soit $8,8 \mu/m^3$. Si l'on regarde la figure 7, les graphiques a) et b) illustrent les variables

concernant la pollution pour l'année 2002. Ces valeurs représentent un portrait des données une fois le 2 km de distance des enfants est retranché, L'idée est d'obtenir un portrait des valeurs utilisées dans l'analyse. Notons que ces graphiques ont été choisis, car il représentent l'ensemble des valeurs pour la période. Des graphiques comportant les autres années se situent en annexe.

D'abord, pour le graphique a), la moyenne (ligne grise) se situe en dessous de la norme annuelle canadienne ($8,8 \mu/m^3$) pour l'ensemble des provinces à l'exception du Québec et de l'Ontario qui se situent très près de la norme. En regardant l'évolution des données à la figure 9 en annexe, la dispersion semble diminuer plus les années avancées. Ceci peut être expliqué par la hausse de précision des instruments ainsi que la tendance à la baisse des émissions de PM 2,5. Si l'on regarde le tableau 4 de l'annexe, tel que discuté plus haut, l'écart type était plus élevé au cours des premières années, soit 3,45 et 2,58 en 1998 et 2000 pour l'ensemble des provinces. Il se stabilise au 2,00 au cours des années suivantes. La moyenne annuelle pour l'ensemble des stations à proximité des jeunes était de 9,14 en 2000 et diminue pour atteindre une valeur près de $6 \mu/m^3$ pour les prochaines années. Pour l'ensemble des années observées de l'échantillon, la moyenne annuelle est de 6,93 et l'écart type de 2,73.

FIGURE 7. Dispersion des variables de PM 2,5 (μ/m^3) et de l'anxiété



Note : Les graphiques incluant les autres périodes se retrouvent dans l'annexe.

Ensuite, le graphique *b)* de la figure 7 illustre les distributions des valeurs pour la deuxième variable utilisée en lien avec la pollution atmosphérique, soit le nombre de journées au-dessus de la norme. Le Québec et l'Ontario sont les provinces ayant le plus grand nombre de journées qui dépasse la norme ($8,8 \mu/m^3$). De plus, ces valeurs semblent avoir une faible dispersion pour l'ensemble des provinces à l'exception du Québec et de l'Ontario. Si l'on regarde la figure 10 de l'annexe qui inclue les années 1998 à 2008 pour cette variable, on observe que lors des premières années, un plus grand nombre de stations percevaient des valeurs au-dessus de la norme. Cependant, dans la majorité des cas, le nombre de journées excédant la norme se situe près ou en dessous 10 journées par année. Plus les années avancent, moins il y a de journées dépassant la norme. En effet, en 2008, la plus haute valeur se situe en dessous de 20 journées. Le tableau 5 de l'annexe indique le nombre de journées moyen ayant dépassé la norme de ($8,8 \mu/m^3$) pour l'ensemble des stations prises en compte pour l'année donnée. Ce tableau permet de constater que le nombre de journées moyen dépassant la norme pour l'ensemble de l'année 1998 est de 112. Ce nombre diminue à 72 en 2000 et termine à 59 en 2008. D'autre part l'écart type est élevé. En effet, en 1998, elle s'élève à 65 et elle diminue au cours des années suivantes pour atteindre 47 en 2008. La dispersion du nombre de journées dépassant la norme est donc très élevée.

Concernant l'évolution de l'échantillon, il est à noter que le nombre d'observations est très petit au départ, compte tenu du début du RNSPA en 1996, et augmente jusqu'en 2000. Ensuite, une réduction considérable est remarquée au cours des prochaines. Ces réductions sont dues à la perte d'observation de l'ELNEJ. Pour l'ensemble des années, cette analyse compte 1511 observations.

4.2.2. *Les variables de contrôle*

Cinq différentes variables de contrôle ont été utilisées lors de cette analyse. L'ensemble de ces variables sont illustrées dans le tableau 3. Ce tableau représente les variables de contrôle pour l'échantillon des enfants se situant à 2 km ou moins des stations. On y observe que 46,1 % des enfants sont des hommes et 53,9 % des femmes, 22,0 % des parents des jeunes qui étaient en charge de répondre au questionnaire étaient des fumeurs et 8,3 % des jeunes ont un diagnostic d'asthme. La part des parents qui répondaient au questionnaire n'avait aucune scolarité

s'élevait à 8,7 %, 44,9 % avaient un diplôme d'étude secondaire, 37,6 % détenaient un diplôme d'étude collégiale et 8,1 % avaient obtenue un diplôme universitaire. Une plus grande part des ménages (46,1 %) avaient un revenu annuel plus élevé que 80 000 \$, alors que 17,5 % avaient un revenu entre 60 000 \$ et 79 999 \$. Le reste des ménages sont répartis dans les autres tranches de revenu. Les ménages représentant les plus petites parts de l'échantillon sont ceux avant un revenu annuel situé entre 10 000 \$ et 14 999 \$ (1,7 %) et ceux ayant un revenu annuel inférieur à 10 000 \$. Ces derniers ne sont pas inclus dans la figure, car trop peu d'observation était présente pour la permettre la sortie de statistiques descriptives. Il semble y avoir une surreprésentation de ménages à haut revenu dans l'échantillon. De plus, les ménages à faible revenue semblent être sous représentés, ce qui concorde avec ce qui était énoncé dans la section sur l'attrition. En effet, cette sous-représentation peut provenir en partie par la perte d'observation due à l'attrition. Il est à noter que l'ensemble de ces variables sont de type binaire, c'est-à-dire qu'elles prennent la forme de 1 lorsqu'elle représente la situation du répondant et de 0 lorsqu'elle ne le représente pas.

Tableau 3. Statistiques descriptives concernant les variables de contrôle

| Variabes | Fréquence | Part (%) |
|------------------------------------|-----------|----------|
| Homme | 696 | 46,1 |
| Fumeur | 333 | 22,0 |
| Asthme | 90 | 8,3 |
| Scolarité : aucune | 131 | 8,7 |
| Scolarité : secondaire | 678 | 44,9 |
| Scolarité : collégial | 568 | 37,6 |
| Scolarité : universitaire | 122 | 8,1 |
| Revenu du ménage : 10 000 à 14 999 | 26 | 1,7 |
| Revenu du ménage : 15 000 à 19 999 | 33 | 2,2 |
| Revenu du ménage : 20 000 à 29 999 | 116 | 7,7 |
| Revenu du ménage : 30 000 à 39 999 | 124 | 8,2 |
| Revenu du ménage : 40 000 à 49 999 | 115 | 7,6 |
| Revenu du ménage : 50 000 à 59 999 | 133 | 8,8 |
| Revenu du ménage : 60 000 à 79 999 | 264 | 17,5 |
| Revenu du ménage : 80 000 et plus | 696 | 46,1 |

Note : Ces valeurs décrivent les observations une fois le 2 km de distance des stations retranché.

4.2.3. L'anxiété

Tel que mentionné plus haut, la variable d'intérêt de l'ELNEJ est le score de l'anxiété. Les valeurs de l'anxiété étant standardisées lors de la manipulation des données, la moyenne se situe près de 0 et l'écart type près de 1. Les valeurs que prennent l'anxiété des jeunes pour l'année 2002 sont représentées dans la figure 7 c). Le tableau 6 de l'annexe confirme également l'étendue des données pour les années 1996 à 2008. Notons que les valeurs représentent l'ensemble de l'enquête et non uniquement les observations se trouvant à une distance de 2 km. Ceci est expliqué par le fait que les données de l'ELNEJ sont confidentielles et que l'utilisation de statistiques descriptives est réglementée.

Dans l'ensemble, il est à noter que pour les variables concernant les PM 2,5, la moyenne annuelle se situe autour de $7 \mu/m^3$ avec un écart type de 2,73 pour l'ensemble des années. La variable du nombre de journées dépassant la norme, la moyenne se situe près de 78 avec un écart type de 56,44. Les valeurs pour l'anxiété, étant standardisés, la moyenne est près de 0 et l'écart type près de 1.

4.3. Les modèles

4.3.1. Modèle linéaire avec moyenne annuelle de PM 2,5

Une fois les données prêtes à être analysées, un modèle linéaire à effets fixes est utilisé. En utilisant la pollution annuelle moyenne, l'objectif est de déterminer l'impact de l'exposition d'un jeune aux PM 2,5 au cours d'une période prolongée. L'utilisation de ce type de modèle permet de capter l'effet des PM 2,5 sur l'anxiété en tenant compte de facteurs fixes aux enfants. Étant donné la structure en panel des données, ajouter des effets fixes permet de capter partiellement certaines caractéristiques non observées. L'équation (1) ci-dessous représente la première spécification de l'estimation.

$$Anxiety_{i,t} = \beta_0 + poll_{i,t}\beta_1 + poll_{i,t}^2\beta_2 + control_{i,t}\beta_3 + u_i + \epsilon_{i,t}. \quad (1)$$

Où $i = 1, \dots, n$ et $t = 1, \dots, T$ et les observations comportant l'index i, t correspondent à l'individu i à l'année t . La variable *Anxiety* correspond au niveau d'anxiété standardisée du jeune, la variable *poll* correspond à la moyenne annuelle de PM 2,5 à proximité du jeune, la variable $poll^2$ correspond à la moyenne an-

nuelle de pollution au carré afin de tenir compte d'une relation non linéaire, β_0 est la constante et ϵ le terme d'erreur. Les variables de contrôle correspondent au sexe du jeune, la scolarité du parent, le revenu du ménage, une variable binaire indiquant si le parent est un fumeur et si l'enfant est atteint d'asthme. Les effets fixes sont représentés par u_i . Plusieurs essais comportant une différente combinaison d'effets fixes ont été testés. Les principaux effets fixes qui ont été utilisés sont le code postal compte tenu que, normalement, les enfants ne changent pas d'adresse, le code d'identification des enfants, la date de naissance et la province multipliée par l'année afin de prendre en compte les possibles effets des politiques gouvernementales. De plus, les termes d'erreurs ont été regroupés en fonction des codes postaux afin de tenir compte de la possible corrélation entre les effets inobservables des individus se trouvant dans un endroit rapproché qui auraient subi un niveau de PM 2,5 équivalents.

4.3.2. *Modèle linéaire avec norme annuelle de PM 2,5*

Dans un deuxième temps, un modèle incluant le nombre de journées au-dessus de la norme annuelle canadienne de PM 2,5 a été utilisé dans le but d'analyser l'effet du polluant sur l'anxiété. Des variables représentant le nombre de journées compris à l'intérieur de seuils prédéfinis ont été utilisées comme variables explicatives. L'objectif de l'utilisation de cette méthode est de déterminer l'effet marginal d'une journée de plus à un certain seuil de pollution. Le modèle utilisé prend la forme ci-dessous.

$$Anxiety_{i,t} = \beta_0 + h1_{i,t}\beta_1 + h2_{i,t}\beta_2 + control_{i,t}\beta_3 + u_i + \epsilon_{i,t}. \quad (2)$$

De manière équivalente à l'équation (1), $i = 1, \dots, n$ et $t = 1, \dots, T$ et les observations comportant l'index i, t correspondent à l'individu i à l'année t . La variable *Anxiety* correspond également au niveau d'anxiété standardisée du jeune, β_0 est la constante, u_i sont les effets fixes et ϵ le terme d'erreur. Les variables de contrôle et le regroupement des termes d'erreur sont également pris en compte. La différence se situe dans l'ajout des variables $h1$ et $h2$ qui sont des paramètres représentant le nombre de journées où le niveau de PM 2,5 dans l'air auquel l'enfant est exposé se situe en dessous ou au-dessus de la norme canadienne. Tel que mentionné, ce modèle a été appliqué à la norme annuelle canadienne qui est de $8,8 \mu g/m^3$. En ce

sens, il sera possible de déterminer l'impact de la présence de PM 2,5 en quantité jugée excessive par le Canada sur l'anxiété des jeunes.

5. Résultats

Cette section traitera d'abord des résultats obtenus grâce aux modèles présentés précédemment. S'en suivra une démonstration de l'effet marginal de la moyenne annuelle, pour finalement terminer avec les limites entourant cette analyse.

5.1. *Modèle linéaire avec moyenne annuelle de PM 2,5*

Dans un premier temps, le modèle utilisant la moyenne annuelle de PM 2,5 a été utilisé. Le tableau 7 de l'annexe illustre les résultats obtenus grâce à ce modèle sans les effets fixes tandis que le tableau 8 illustre les résultats obtenus en incluant les différents effets fixes. Les effets fixes ayant été attribués à chacune des régressions sont illustrés au tableau 12 de l'annexe. Dans le tableau 7, les régressions (1) et (2) ne tiennent pas compte de l'aspect panel des données. On remarque qu'un coefficient positif et significatif est trouvé pour la variable de moyenne annuelle ces régressions. Cependant, leurs R^2 sont très petits, soit 0,02, ce qui implique un faible pouvoir explicatif pour ces régressions. Les régressions (3) et (4) tiennent compte de l'aspect panel des données. On obtient un coefficient significatif et positif pour la variable de moyenne annuelle de la régression (3). De pair avec les résultats des régressions (1) et (2), les R^2 sont très petits. Notons que l'asthme détient un lien positif et significatif à un seuil de 5 % pour l'ensemble de ces régressions.

Au tableau 8, les mêmes variables ont été utilisées en gardant l'aspect panel des données et en y ajoutant des effets fixes. Les régressions (9) à (12) intègrent une variable de pollution moyenne élevée au carré afin de tenir compte d'une possible relation non linéaire. Les effets fixes ont été attribués graduellement, c'est-à-dire que la régression (5), par exemple, a comme effet fixe uniquement la variable *Année * province*. La régression (6) a comme effet fixe les variables *Années * province* et *Année de naissance*, et ainsi de suite pour les régressions suivantes, jusqu'à ce que tous les effets fixes soient intégrés.

On obtient une valeur significative et positive pour la variable moyenne annuelle des régressions (10), (11) et (12). Cette même variable est significative à un niveau de 5% pour les régressions (10) et (12). Notons que pour ces régressions, la variable de la moyenne annuelle élevée au carré est négative et significative. En général, plus les effets fixes sont ajoutés, plus le R^2 est élevé. Les régressions (10), (11) et (12) ont des R^2 de 0,56, 0,66 et 0,66 respectivement, ce qui implique un pouvoir explicatif relativement grand. Notons qu'il y a une perte d'observations suite à l'ajout d'effets fixes des régressions (7), (8), (10), (11) et (12). Ces pertes d'observations sont dues à la présence d'observations uniques.

5.2. Modèle linéaire avec norme annuelle de PM 2,5

Dans un deuxième temps, le modèle utilisant la variable de nombre de journées au-dessus de la norme annuelle de PM 2,5 a été utilisé afin d'analyser l'impact du polluant sur l'anxiété. Le tableau 9 de l'annexe illustre les résultats de ce modèle. La régression (13) ne tient pas compte de l'aspect panel des données, la régression (14) tient compte du panel et les régressions (15), (16), (17) et (18) intègrent des effets fixes. Les différents effets fixes attribués à chaque régression sont également illustrés au tableau 12 de l'annexe. Les coefficients de la variable du nombre de journées au-dessus de la norme sont significatifs et positifs pour les régressions (13), (14), (15) et (16). Les R^2 de ces régressions varient entre 0,02 et 0,11, ce qui implique un faible pouvoir explicatif.

5.3. Analyse des résultats

Une fois ces modèles mis à l'épreuve, des résultats intéressants sont obtenus aussi bien pour les modèles utilisant la moyenne annuelle comme variable explicative que ceux utilisant le nombre de journées au-dessus de la norme. L'ajout d'effets fixe augmente considérablement le pouvoir explicatif des régressions. Il est donc possible d'affirmer que certains effets fixes détiennent une part de l'explication du phénomène.

D'abord, dans les modèles utilisant la moyenne annuelle comme variable explicative, plusieurs coefficients sont significatifs lorsque ces régressions n'incluent pas de données en panel ni d'effets fixes. Cependant les R^2 suggèrent que l'on capte qu'une faible part la relation.

En ajoutant des effets fixes, le pouvoir explicatif des régressions augmente considérablement. La régression (10) obtient les résultats les plus intéressants, car l'ajout de l'effet fixe *Codepostal* contribue à l'explication de la relation tout en gardant les coefficients des variables d'intérêts significatifs. Le fait que l'effet fixe *Codepostal* semble avoir un impact sur les résultats peut être expliqué par l'importance de l'environnement dans lequel le jeune habite pour l'anxiété. En intégrant cet effet fixe, on capture le fait que le jeune reste dans son environnement d'une année à une autre.

La régression (10) indique un coefficient positif et significatif de 0,346 pour la variable de moyenne annuelle de PM 2,5. Ceci suggère qu'une hausse de la moyenne annuelle de $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ affecterait à la hausse l'écart type de l'anxiété de 0,346. Considérant que la moyenne annuelle canadienne se situe autour du $6 \mu\text{g}/\text{m}^3$, une hausse de $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ peut sembler importante. Cependant, l'écart type de la variable de moyenne annuelle de PM 2,5 se situe autour du 2,7 pour l'ensemble des années de l'enquête. Si l'on tient en compte que les données tendent à être relativement dispersées, une hausse de $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ est probable. De plus, les valeurs de l'anxiété étant standardisées, une hausse de l'écart type de 0,346 augmenterait de 35 % la dispersion des données, ce qui est considérable. Le R^2 de cette régression est de 0,5565, ce qui signifie que plus de 55% de la relation serait expliqué par cette spécification.

Une deuxième constatation est que la valeur du coefficient de la moyenne annuelle au carré est significative à un seuil de 5% et négative (-0,015), ce qui impliquerait une relation parabolique inverse. En d'autres mots, l'effet des PM 2,5 sur l'anxiété serait élevé au départ, toutefois, l'ampleur de cet effet s'amoiendrirait plus la moyenne annuelle de polluant augmente. Cet effet est représenté à la figure 8 dans la section portant sur l'effet marginal de la moyenne annuelle de PM 2,5. L'utilisation de la moyenne annuelle comme variable d'intérêt permet une déduction de l'exposition au cours d'une période prolongée. En effet, les résultats obtenus permettent de conclure que l'exposition au PM 2,5 sur une période prolongée aurait des effets négatifs sur l'anxiété des jeunes. Ces résultats sont cohérents avec ceux de Yolton & al. 2019.

D'un autre côté, le modèle utilisant le nombre de journées au-dessus de la norme canadienne de PM 2,5 produit également des résultats significatifs et positifs pour pratiquement l'ensemble des régressions. Cependant, ces coefficients sont très faibles. Ceci peut être expliqué par le fait que l'effet marginal d'une journée à un niveau de PM 2,5 au-dessus de la norme canadienne est relativement moindre. De plus, les R^2 sont très faibles pour les régressions ayant des coefficients significatifs, soit entre 0,02 et 0,11, ce qui signifie qu'elles ont un faible pouvoir explicatif. Ces résultats peuvent être interprétés ainsi; une hausse d'une journée au-dessus de la norme annuelle de PM 2,5 ($8,8 \mu g/m^3$) entraînerait une augmentation de l'écart type de l'anxiété de 0,001, ce qui est relativement faible. L'utilisation du nombre de journées au-dessus de la norme comme variable d'intérêt permet une déduction de l'exposition au cours d'une courte période. L'exposition à un niveau de PM 2,5 dépassant le $8,8 \mu g/m^3$ peut être considéré comme un événement ponctuel, il est donc possible d'observer l'effet d'une courte exposition, mais d'une forte intensité sur les jeunes. Contrairement à ce que certaines études ont trouvé, notamment Power & al. 2015 et Pun & al. 2017, l'exposition au PM 2,5 sur une courte période semble être moins concluants que l'exposition sur une période prolongée.

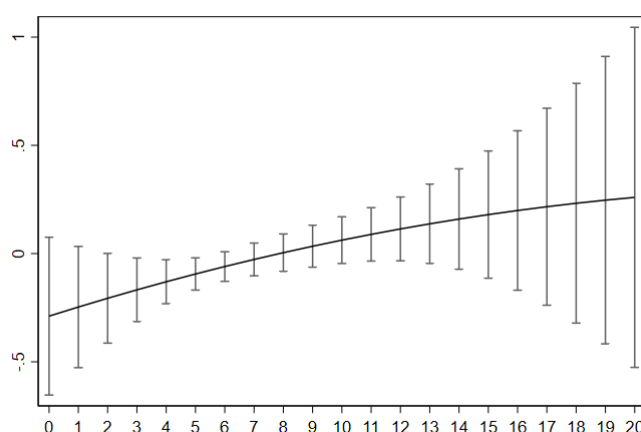
Il est intéressant de comparer les résultats des deux modèles. Dans un premier cas, les résultats obtenus en utilisant moyenne annuelle implique qu'une exposition aux PM 2,5 au cours d'une période prolongée aurait plus d'effet qu'une exposition de courte durée. Ensuite, la relation aurait une forme parabolique inverse, ce qui implique que la hausse de la présence des PM 2,5 dans l'air, lorsqu'elles sont en faible quantité, affecterait de façon plus marquée l'anxiété chez les jeunes, d'où l'importance de réduire au maximum ce polluant dans l'air. En forte quantité, les PM 2,5 aurait un effet plus faible. En d'autres mots, l'effet marginal diminue lorsque la moyenne annuelle augmente.

5.4. Effet marginal

Les effets marginaux démontrés à la figure 8 ont été extraits de la régression (4) (voir tableau 7 en annexe). Cette régression prend en compte l'aspect non linéaire des données en y intégrant la variable de moyenne annuelle au carré. Comme

analysé dans les résultats, un lien positif est observé entre l'anxiété et la moyenne annuelle de polluant. Ces résultats indiquent également une forme parabolique inverse. La figure 8 illustre l'effet marginal d'une augmentation de la moyenne annuelle de PM_{2,5}. Il est possible d'observer que l'effet de la moyenne annuelle de PM_{2,5} est plus fort lorsqu'elle est peu élevée. Plus la moyenne annuelle augmente, moins l'effet sur l'anxiété semble grand. Étant donné qu'on retrouve beaucoup d'observation autour des valeurs de $5 \mu g/m^3$ à $11 \mu g/m^3$, l'intervalle de confiance (lignes verticales) sont plus petits. De façons équivalentes, lorsque les valeurs sont plus loin des valeurs observées, les prévisions sont moins précises.

FIGURE 8. Effet marginal de la moyenne annuelle ($\mu g/m^3$) sur le score de l'anxiété



Note : L'effet marginal est calculé à l'aide de la régression (4).

5.5. Robustesse des résultats

Bien que les résultats discutés aux sections précédentes soient intéressants, il importe qu'ils soient également robustes. La robustesse a été testée en faisant varier légèrement certaines spécifications des modèles d'intérêt. Dans un premier temps, la distance maximale entre jeunes et les stations est augmentée et diminuée. Ensuite, le seuil de la variable du nombre de journées dépassant la norme est changé pour refléter la norme quotidienne ($27 \mu g/m^3$) à la place la norme annuelle

$(8,8 \mu g/m^3)$.

D'abord, en faisant varier la distance entre les jeunes et les stations, des résultats similaires aux régressions initiales sont obtenus. Au tableau 10 de l'annexe, se trouve l'équivalent des régressions (6) et (10) du tableau 8, mais à différentes distances maximales entre les jeunes et les stations, soit 1,5 kilomètres pour les régressions (19) et (20), 2,5 kilomètres pour les régressions (21) et (22), ainsi que 3 kilomètres pour les régressions (23) et (24). Les effets fixes attribués à ces régressions sont indiqués au tableau 13 de l'annexe. Concernant la régression (20) qui représente une distance à 1,5 kilomètre, les coefficients sont similaires en termes de valeur. Ils sont moins significatifs, notamment la moyenne annuelle et la moyenne annuelle exposant 2, mais le sens de la relation est le même. Le pouvoir explicatif de cette régression est similaire. Concernant les régressions (21) et (22), ainsi que (23) et (24) qui représentent une distance maximale de 2,5 km et 3 km respectivement, les coefficients sont moins élevés et perdent leur significativité. Cependant, le sens de la relation reste le même, c'est-à-dire une relation positive entre la moyenne annuelle et une relation négative lorsqu'on insère un polynôme de 2e degré pour cette même variable. De plus, les R^2 restent relativement similaires aux régressions initiales, ce qui implique un pouvoir explicatif similaire.

Le fait qu'augmenter la distance amoindrit les résultats peut s'expliquer par une plus faible représentativité de l'environnement dans lequel se trouvent les jeunes. En effet, l'environnement peut être bien différent entre deux endroits se situant à 3 kilomètres de distance, surtout en milieu urbain où la qualité de l'air peut varier substantiellement d'un quartier à un autre. Les valeurs obtenues par les stations deviennent alors moins représentatives de l'environnement des jeunes.

Ensuite, en utilisant un seuil égal à la norme quotidienne de $27 \mu g/m^3$ plutôt que la norme annuelle de $8,8 \mu g/m^3$ afin de déterminer le nombre de journées au-dessus de la norme, les résultats obtenus sont similaires. Au tableau 11 de l'annexe, les régressions (25) à (30) sont l'équivalent des régressions (13) à (18) du tableau 9, mais en changeant de valeur pour le seuil de la norme. Les effets fixes sont également indiqués au tableau 13 de l'annexe. Les coefficients restent significatifs et même plus élevés pour les régressions (25) et (27). Les coefficients des

autres régressions augmentent également, mais ils perdent leur significativité. Le sens des relations restent identique et les R^2 indiquent un pouvoir explicatif similaire aux régressions initiales.

Dans l'ensemble, les résultats semblent robustes étant donné qu'ils restent relativement similaires. Malgré la perte de significativité de certaines régressions, les relations gardent le même sens après avoir subi une légère variation dans les spécifications.

5.6. *Limites*

Cette analyse comporte plusieurs limites, soit la perte d'observation, un possible biais dû à l'emplacement des nouvelles stations et un possible biais dû à l'attrition. D'abord, la perte d'observation liée à l'imposition d'une distance maximale entre les répondants de l'ELNEJ et les stations de collecte de PM 2,5 du RNSPA constitue une faiblesse de cette analyse. En effet cette simple manipulation entraîne un passage de plus de 70 000 observations à 1511 observations, ce qui pénalise grandement l'analyse. Ensuite, l'ELNEJ subit une érosion de répondants à travers le temps due au resserrement des critères de sélection et à l'attrition. Ainsi, la taille de l'échantillon de l'ensemble des répondants passe de 13 301 au début de l'enquête à 2068 lors de la dernière année. De plus, la mise en place du réseau de collecte de données des PM 2,5 débute à partir de l'année 1996, ce qui implique que peu de stations sont établies lors premières années du déroulement de l'ELNEJ. Il y a donc un effet combiné de perte d'observation. D'abord, peu de stations sont établies au cours des premières années. Puis, lorsqu'il commence à y avoir un plus grand nombre de stations, c'est la perte d'observation provenant de l'ELNEJ. Il en découle qu'en moyenne, 200 à 300 répondants sont pris en compte à chacune des années. Ultiment, l'échantillon reste relativement mince au cours de l'analyse, soit 1151 observations pour l'ensemble des années. Ceci constitue la faiblesse majeure de cette analyse. Ensuite, comme mentionnée plus tôt, l'attrition est une problématique qui touche l'ELNEJ. Bien que Statistique Canada indique avoir pris en compte ce phénomène dans la mise en place de poids, il est possible que le désistement de certains ménages crée une sous représentation d'un groupe ayant un statut socio-économique plus faible. De plus, l'emplacement des nouvelles stations étant laissé à la charge des provinces, il est possible qu'elles n'aient pas été

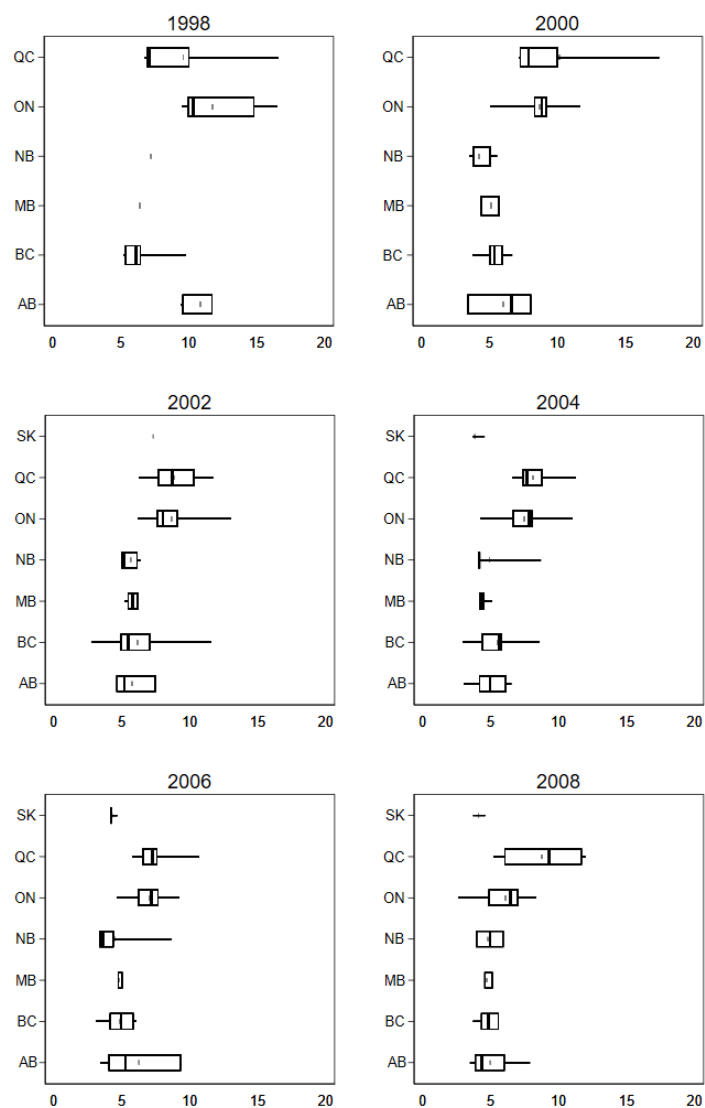
placées de façon aléatoire, ce qui pourrait également causer un biais. Finalement, les statistiques descriptives des variables de contrôle laissent croire qu'il y aurait une surreprésentation des ménages ayant un haut revenu.

6. Conclusion

En conclusion, l'analyse démontre que, en conformité avec les études faites sur le sujet, il y aurait un impact négatif des PM 2,5 sur l'anxiété. Le type de relation de forme parabolique inverse indique que l'effet négatif aurait un plus fort impact lorsque le niveau d'émission est plus faible. Cet effet serait amoindri lorsque le niveau de polluant augmente. Compte tenu de la forme de la relation et que les effets négatifs des PM2,5 sur l'anxiété sont plus importants lors de l'exposition à de faibles quantités, l'importance de mettre en place des mesures dans le but de réduire au maximum les émissions de PM 2,5 est justifié. De plus, l'exposition de long terme aux PM 2,5 aurait un plus gros effet qu'une forte exposition de court terme. Ces constats illustrent l'importance de mettre en place des mesures afin de réduire les émissions de PM 2,5 au Canada. Considérant les sommes monétaires que la santé mentale et l'anxiété représentent dans le système de santé canadien, la compréhension du mécanisme causant ces maladies devrait être une priorité. Ceci dit, c'est en prévention que la santé mentale sera réduite. Donc comprendre les causes externes affectant la santé mentale devrait être une priorité pour la société, aussi bien pour l'aspect monétaire que pour le bien-être collectif. Une possible voie qui permettrait l'amélioration de la santé canadienne dans son ensemble passe par l'amélioration de l'environnement et la réduction de la pollution atmosphérique.

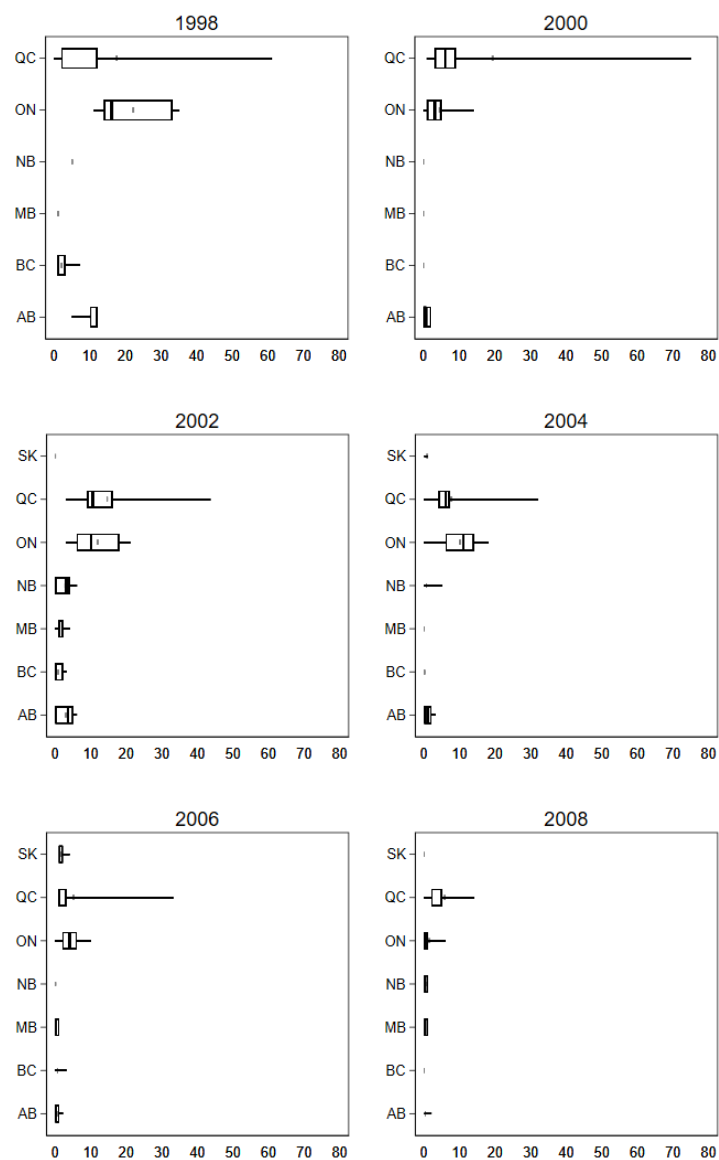
7. Annexe

FIGURE 9. Moyenne annuelle par station par province (μ/m^3)



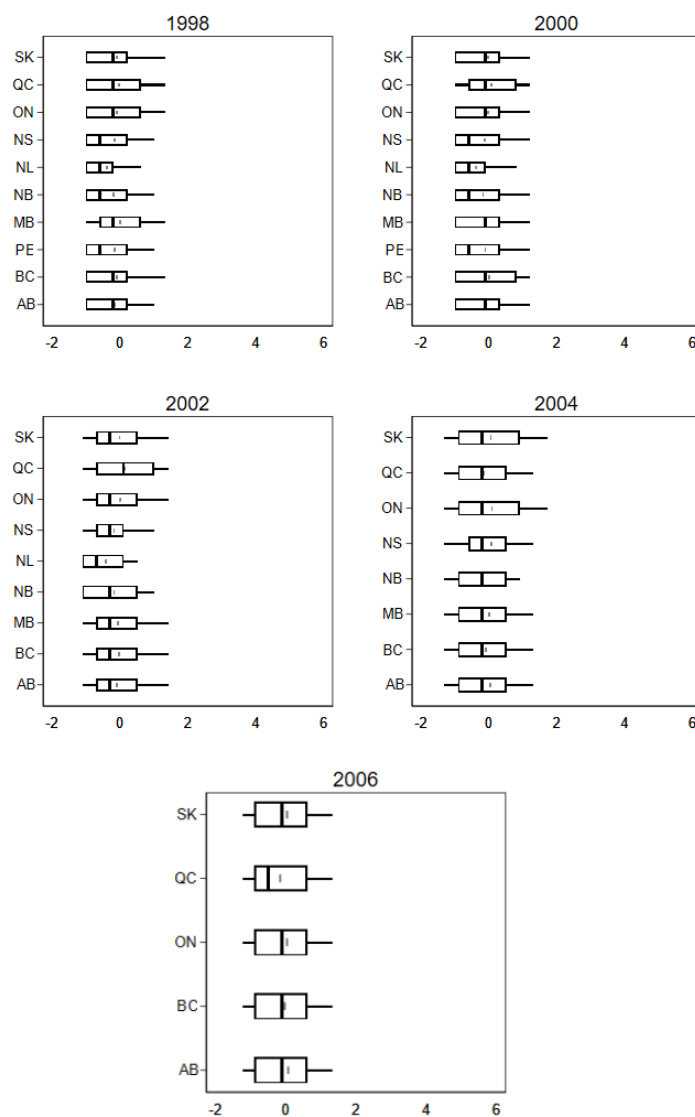
Note : Les valeurs présentes dans les graphiques décrivent le nombre de journées auxquelles les jeunes se situant 2 km et moins sont exposés.

FIGURE 10. Nombre de journées au-dessus de la norme annuelle canadienne ($10 \mu/m^3$)



Note : Les valeurs présentes dans les graphiques décrivent le nombre de journées auxquelles les jeunes se situant 2 km et moins sont exposés.

FIGURE 11. Score d'anxiété standardisée



Note : Les valeurs présentes dans les graphiques décrivent le score pour l'ensemble de l'enquête.

Tableau 4. Statistiques descriptives concernant la variable : moyenne annuelle

| Année | N | Moyenne (μ/m^3) | Écart type |
|----------------------|------|-----------------------|------------|
| 1996 | 22 | 4,71 | 0,43 |
| 1998 | 267 | 9,14 | 3,45 |
| 2000 | 377 | 6,76 | 2,58 |
| 2002 | 235 | 7,08 | 2,21 |
| 2004 | 290 | 6,29 | 2,11 |
| 2006 | 209 | 5,98 | 1,93 |
| 2008 | 111 | 5,81 | 2,10 |
| Ensembles des années | 1511 | 6,93 | 2,73 |

Note : Ces valeurs décrivent les observations une fois le 2 km de distance des stations retranché.

Tableau 5. Statistiques descriptives concernant la variable : nombre de journées au-dessus de la norme canadienne

| Année | N | Moyenne | Écart type |
|----------------------|------|---------|------------|
| 1996 | 22 | 33,91 | 23,14 |
| 1998 | 267 | 112,13 | 65,06 |
| 2000 | 377 | 72,44 | 56,71 |
| 2002 | 235 | 77,22 | 46,92 |
| 2004 | 290 | 73,15 | 48,48 |
| 2006 | 209 | 69,30 | 53,58 |
| 2008 | 111 | 58,52 | 46,95 |
| Ensembles des années | 1511 | 78,31 | 56,44 |

Note : Ces valeurs décrivent les observations une fois le 2 km de distance des stations retranché.

Tableau 6. Statistiques descriptives concernant la variable : anxiété

| Année | N | Moyenne | Écart type |
|----------------------|-------|---------|------------|
| 1996 | 13301 | -0,03 | 0,99 |
| 1998 | 15139 | -0,11 | 0,92 |
| 2000 | 13151 | -0,07 | 0,96 |
| 2002 | 5152 | -0,03 | 0,98 |
| 2004 | 5573 | -0,02 | 1,00 |
| 2006 | 3899 | -0,00 | 1,02 |
| 2008 | 2068 | 0,01 | 0,99 |
| Ensembles des années | 72917 | -0,04 | 0,98 |

Note : Ces valeurs décrivent les observations sans le 2 km de distance des stations retranché. Ces données étant confidentielles, les statistiques disponibles sont limitées.

Tableau 7. Résultats avec les variables de moyennes annuelles sans effet fixe

| VARIABLES | (1) | (2) | (3) | (4) |
|------------------------------------|----------------------|----------------------|---------------------|---------------------|
| Moyenne annuelle | 0,028*** (0,009) | 0,083** (0,039) | 0,023** (0,010) | 0,066 (0,040) |
| Moyenne annuelle exposant 2 | | -0,003 (0,002) | | -0,002 (0,002) |
| Homme | -0,152*** (0,051) | -0,151*** (0,051) | -0,130** (0,058) | -0,129** (0,058) |
| Fumeur | 0,041 (0,063) | 0,035 (0,063) | 0,025 (0,066) | 0,022 (0,066) |
| Asthme | 0,213** (0,108) | 0,229** (0,108) | 0,225** (0,109) | 0,235** (0,110) |
| Scolarité : aucune | 0,192 (0,298) | 0,199 (0,298) | 0,118 (0,291) | 0,124 (0,291) |
| Scolarité : secondaire | 0,327 (0,288) | 0,327 (0,288) | 0,242 (0,281) | 0,242 (0,281) |
| Scolarité : collégiale | 0,245 (0,289) | 0,249 (0,288) | 0,166 (0,282) | 0,169 (0,282) |
| Scolarité : universitaire | 0,237 (0,300) | 0,243 (0,299) | 0,101 (0,293) | 0,107 (0,293) |
| Revenu du ménage : 10 000 à 14 999 | 0,704 (0,529) | 0,694 (0,529) | 0,656 (0,509) | 0,651 (0,509) |
| Revenu du ménage : 15 000 à 19 999 | 0,638 (0,523) | 0,652 (0,523) | 0,601 (0,503) | 0,611 (0,503) |
| Revenu du ménage : 20 000 à 29 999 | 0,913* (0,502) | 0,924* (0,502) | 0,917* (0,479) | 0,925* (0,479) |
| Revenu du ménage : 30 000 à 39 999 | 0,894* (0,502) | 0,900* (0,501) | 0,914* (0,481) | 0,919* (0,481) |
| Revenu du ménage : 40 000 à 49 999 | 0,909* (0,503) | 0,922* (0,502) | 0,912* (0,483) | 0,922* (0,483) |
| Revenu du ménage : 50 000 à 59 999 | 0,970* (0,502) | 0,976* (0,502) | 0,950** (0,482) | 0,954** (0,482) |
| Revenu du ménage : 60 000 à 79 999 | 0,880* (0,498) | 0,895* (0,498) | 0,901* (0,478) | 0,911* (0,479) |
| Revenu du ménage : 80 000 et plus | 0,998** (0,495) | 1,004** (0,495) | 1,036** (0,476) | 1,041** (0,476) |
| Constante | -1,417** (0,575) | -1,632*** (0,594) | -1,328** (0,554) | -1,496 (0,576) |
| Observations | 1 511 | 1 511 | 1 511 | 1 511 |
| R-carré | 0,0232 | 0,0246 | 0,0222 | 0,0235 |

Écart type entre parenthèses

*** p<0,01; ** p<0,05; * p<0,1

Note : Les équations (1) et (2) ne tiennent pas compte de l'aspect panel des données. Les équations (3) et (4) tiennent compte de l'aspect panel des données.

Tableau 8. Résultats avec les variables de moyennes annuelles avec effets fixes

| VARIABLES | (5) | (6) | (7) | (8) | (9) | (10) | (11) | (12) |
|------------------------------------|----------------------|----------------------|--------------------|-------------------|----------------------|----------------------|-------------------|---------------------|
| Moyenne annuelle | 0,019 (0,017) | 0,020 (0,017) | 0,032 (0,036) | 0,015 (0,047) | 0,075 (0,060) | 0,346** (0,146) | 0,326* (0,189) | 0,396** (0,181) |
| Moyenne annuelle exposant 2 | | | | | -0,002 (0,003) | -0,015** (0,006) | -0,014 (0,008) | -0,018** (0,008) |
| Homme | -0,170*** (0,058) | -0,153*** (0,058) | -0,210* (0,118) | - (0,058) | -0,168*** (0,058) | -0,250** (0,117) | - (0,117) | - (0,117) |
| Fumeur | 0,027 (0,065) | 0,003 (0,065) | -0,014 (0,138) | -0,048 (0,183) | 0,026 (0,066) | -0,039 (0,135) | -0,036 (0,183) | -0,022 (0,185) |
| Asthme | 0,206 (0,134) | 0,167 (0,135) | 0,310 (0,207) | 0,278 (0,235) | 0,214 (0,134) | 0,404** (0,200) | 0,314 (0,224) | 0,344 (0,221) |
| Scolarité : aucune | 0,292 (0,233) | 0,323 (0,251) | -0,199 (0,274) | -0,353 (0,375) | 0,285 (0,231) | -0,268 (0,275) | -0,387 (0,386) | -0,437 (0,398) |
| Scolarité : secondaire | 0,417* (0,221) | 0,437* (0,239) | -0,043 (0,222) | -0,071 (0,329) | 0,410* (0,219) | -0,088 (0,223) | -0,141 (0,339) | -0,159 (0,349) |
| Scolarité : collégiale | 0,335 (0,226) | 0,358 (0,244) | -0,129 (0,237) | -0,206 (0,347) | 0,327 (0,225) | -0,186 (0,235) | -0,271 (0,354) | -0,293 (0,365) |
| Scolarité : universitaire | 0,308 (0,244) | 0,343 (0,260) | -0,297 (0,259) | -0,311 (0,378) | 0,303 (0,243) | -0,339 (0,260) | -0,369 (0,388) | -0,403 (0,397) |
| Revenu du ménage : 10 000 à 14 999 | 0,736*** (0,281) | 0,753** (0,316) | 0,304 (0,448) | 0,277 (0,596) | 0,736*** (0,278) | 0,394 (0,444) | 0,318 (0,611) | 0,355 (0,617) |
| Revenu du ménage : 15 000 à 19 999 | 0,571** (0,273) | 0,645** (0,312) | 0,109 (0,490) | 0,078 (0,679) | 0,580** (0,270) | 0,267 (0,489) | 0,171 (0,696) | 0,222 (0,702) |
| Revenu du ménage : 20 000 à 29 999 | 0,914*** (0,252) | 0,986*** (0,287) | 0,761** (0,369) | 0,665 (0,519) | 0,921*** (0,249) | 0,856** (0,365) | 0,720 (0,538) | 0,736 (0,544) |
| Revenu du ménage : 30 000 à 39 999 | 0,789*** (0,264) | 0,867*** (0,299) | 0,768* (0,419) | 0,692 (0,579) | 0,795*** (0,260) | 0,831** (0,415) | 0,736 (0,595) | 0,727 (0,601) |
| Revenu du ménage : 40 000 à 49 999 | 0,840*** (0,265) | 0,932*** (0,299) | 0,750* (0,439) | 0,870 (0,596) | 0,854*** (0,263) | 0,869** (0,434) | 0,928 (0,613) | 0,976 (0,617) |
| Revenu du ménage : 50 000 à 59 999 | 0,898*** (0,265) | 0,951*** (0,300) | 0,786* (0,440) | 0,890 (0,608) | 0,907*** (0,261) | 0,912** (0,436) | 0,968 (0,620) | 1,009 (0,627) |
| Revenu du ménage : 60 000 à 79 999 | 0,840*** (0,250) | 0,899*** (0,287) | 0,814** (0,412) | 0,857 (0,579) | 0,855*** (0,248) | 0,949** (0,408) | 0,944 (0,592) | 0,982 (0,599) |
| Revenu du ménage : 80 000 et plus | 0,906*** (0,246) | 0,949*** (0,284) | 0,972** (0,412) | 1,036* (0,573) | 0,918*** (0,243) | 1,110*** (0,407) | 1,091* (0,587) | 1,133* (0,595) |
| Constante | -1,361*** (0,343) | -1,443*** (0,380) | -0,914* (0,520) | -0,892 (0,693) | -1,588 (0,412) | -2,311*** (0,783) | -2,243 (1,044) | -2,529** (1,022) |
| Observations | 1 510 | 1 508 | 1 033 | 858 | 1 510 | 1 034 | 859 | 858 |
| R-carré | 0,0818 | 0,1045 | 0,5579 | 0,6559 | 0,0826 | 0,5565 | 0,6565 | 0,6609 |

Écart type entre parenthèses

*** p<0,01; ** p<0,05; * p<0,1

Note : Les équations (5) à (12) ont des effets fixes indiqués au tableau 12.

Tableau 9. Résultats avec la variable de nombre de journées au-dessus de la norme annuelle

| VARIABLES | (13) | (14) | (15) | (16) | (17) | (18) |
|--|----------------------|---------------------|----------------------|----------------------|--------------------|-------------------|
| h1 : nombre de journées en dessous de la norme | -0,000 (0,000) | -0,000 (0,000) | -0,000 (0,000) | 0,000 (0,000) | 0,000 (0,000) | -0,000 (0,000) |
| h2 : nombre de journées au-dessus de la norme | 0,001*** (0,000) | 0,001** (0,000) | 0,001* (0,000) | 0,001** (0,000) | 0,001 (0,002) | 0,000 (0,002) |
| Homme | -0,149*** (0,051) | -0,126** (0,058) | -0,168*** (0,058) | -0,150*** (0,057) | -0,212* (0,118) | - (0,118) |
| Fumeur | 0,044 (0,063) | 0,029 (0,067) | 0,031 (0,066) | 0,006 (0,065) | -0,012 (0,141) | -0,046 (0,186) |
| Asthme | 0,217** (0,108) | 0,225** (0,109) | 0,211 (0,134) | 0,171 (0,135) | 0,300 (0,202) | 0,281 (0,234) |
| Scolarité : aucune | 0,205 (0,298) | 0,128 (0,291) | 0,301 (0,232) | 0,333 (0,252) | -0,242 (0,273) | -0,345 (0,373) |
| Scolarité : secondaire | 0,332 (0,288) | 0,244 (0,281) | 0,422* (0,221) | 0,444* (0,240) | -0,094 (0,223) | -0,063 (0,325) |
| Scolarité : collégiale | 0,254 (0,289) | 0,171 (0,282) | 0,344 (0,226) | 0,368 (0,245) | -0,182 (0,237) | -0,199 (0,341) |
| Scolarité : universitaire | 0,237 (0,299) | 0,097 (0,293) | 0,318 (0,245) | 0,353 (0,261) | -0,343 (0,263) | -0,301 (0,377) |
| Revenu du ménage : 10 000 à 14 999 | 0,704 (0,529) | 0,660 (0,509) | 0,737*** (0,276) | 0,756** (0,310) | 0,344 (0,445) | 0,292 (0,598) |
| Revenu du ménage : 15 000 à 19 999 | 0,651 (0,523) | 0,615 (0,503) | 0,576** (0,268) | 0,651** (0,306) | 0,148 (0,491) | 0,089 (0,685) |
| Revenu du ménage : 20 000 à 29 999 | 0,919* (0,502) | 0,925* (0,480) | 0,913*** (0,247) | 0,985*** (0,281) | 0,778** (0,370) | 0,673 (0,526) |
| Revenu du ménage : 30 000 à 39 999 | 0,904* (0,501) | 0,926* (0,481) | 0,789*** (0,259) | 0,868*** (0,293) | 0,783* (0,418) | 0,705 (0,584) |
| Revenu du ménage : 40 000 à 49 999 | 0,915* (0,502) | 0,919* (0,483) | 0,839*** (0,261) | 0,932*** (0,294) | 0,764* (0,439) | 0,884 (0,602) |
| Revenu du ménage : 50 000 à 59 999 | 0,975* (0,502) | 0,957** (0,482) | 0,897*** (0,260) | 0,952*** (0,294) | 0,799* (0,440) | 0,900 (0,613) |
| Revenu du ménage : 60 000 à 79 999 | 0,890* (0,498) | 0,913* (0,479) | 0,845*** (0,245) | 0,905*** (0,281) | 0,840** (0,412) | 0,870 (0,583) |
| Revenu du ménage : 80 000 et plus | 1,007** (0,495) | 1,047** (0,476) | 0,911*** (0,241) | 0,953*** (0,277) | 0,993** (0,412) | 1,051* (0,579) |
| Constante | -1,339** (0,583) | -1,260** (0,561) | -1,350*** (0,341) | -1,452*** (0,376) | -0,791 (0,480) | -0,745 (0,684) |
| Observations | 1 511 | 1 511 | 1 510 | 1 508 | 1 033 | 858 |
| R-carré | 0,0249 | 0,0237 | 0,0836 | 0,1063 | 0,558 | 0,6559 |

Écart type entre parenthèses

*** p<0,01; ** p<0,05; * p<0,1

Note : L'équation (13) ne tient pas compte de l'aspect panel des données. L'équation (14) tient compte de l'aspect panel des données. Les équations (15) à (18) ont des effets fixes indiqués au tableau 12.

Tableau 10. Résultats avec les variables de moyennes annuelles à des distances de 1,5 km, 2,5 km et 3 km des stations

| VARIABLES | (19) | (20) | (21) | (22) | (23) | (24) |
|------------------------------------|----------------------|---------------------|----------------------|---------------------|----------------------|---------------------|
| Moyenne annuelle | 0,042* (0,022) | 0,354* (0,206) | 0,008 (0,014) | 0,178 (0,122) | 0,006 (0,012) | 0,156 (0,111) |
| Moyenne annuelle exposant 2 | | -0,014 (0,009) | | -0,007 (0,005) | | -0,006 (0,005) |
| Homme | -0,238*** (0,080) | -0,236 (0,165) | -0,153*** (0,049) | -0,204** (0,086) | -0,137*** (0,044) | -0,050 (0,081) |
| Fumeur | -0,094 (0,082) | -0,023 (0,172) | 0,008 (0,058) | -0,201 (0,126) | -0,011 (0,051) | -0,251** (0,105) |
| Asthme | -0,099 (0,172) | 0,334 (0,262) | 0,202* (0,121) | 0,362** (0,163) | 0,125 (0,101) | 0,112 (0,164) |
| Scolarité : aucune | 0,570** (0,273) | -0,340 (0,367) | 0,164 (0,222) | -0,335 (0,231) | -0,237 (0,242) | 0,099 (0,340) |
| Scolarité : secondaire | 0,738*** (0,257) | -0,054 (0,313) | 0,196 (0,209) | -0,133 (0,163) | -0,183 (0,233) | 0,253 (0,309) |
| Scolarité : collégiale | 0,716*** (0,272) | -0,191 (0,359) | 0,132 (0,215) | -0,179 (0,182) | -0,202 (0,236) | 0,233 (0,318) |
| Scolarité : universitaire | 0,826*** (0,300) | -0,073 (0,421) | 0,164 (0,230) | -0,336* (0,200) | -0,074 (0,249) | 0,155 (0,324) |
| Revenu du ménage : 10 000 à 14 999 | -0,067 (0,287) | -0,871** (0,347) | 0,788*** (0,211) | 0,536 (0,382) | 0,570* (0,307) | -0,112 (0,450) |
| Revenu du ménage : 15 000 à 19 999 | -0,158 (0,167) | -0,690* (0,380) | 0,701*** (0,199) | 0,643* (0,350) | 0,382 (0,282) | 0,019 (0,409) |
| Revenu du ménage : 20 000 à 29 999 | 0,073 (0,138) | -0,260 (0,221) | 0,846*** (0,173) | 0,875*** (0,269) | 0,544** (0,258) | 0,136 (0,359) |
| Revenu du ménage : 30 000 à 39 999 | -0,107 (0,142) | -0,250 (0,237) | 0,812*** (0,176) | 0,940*** (0,302) | 0,499* (0,264) | 0,236 (0,368) |
| Revenu du ménage : 40 000 à 49 999 | -0,047 (0,173) | -0,193 (0,277) | 0,815*** (0,173) | 0,856*** (0,302) | 0,406 (0,264) | 0,192 (0,378) |
| Revenu du ménage : 50 000 à 59 999 | 0,088 (0,126) | -0,281 (0,241) | 1,008*** (0,181) | 0,975*** (0,307) | 0,592** (0,267) | 0,362 (0,377) |
| Revenu du ménage : 60 000 à 79 999 | -0,005 (0,101) | -0,247* (0,141) | 0,919*** (0,170) | 0,966*** (0,295) | 0,518** (0,261) | 0,329 (0,373) |
| Revenu du ménage : 80 000 et plus | - (0,309) | - (0,929) | 0,901*** (0,163) | 1,081*** (0,293) | 0,518** (0,258) | 0,414 (0,370) |
| Constante | -0,907*** (0,309) | -1,248 (0,929) | -1,091*** (0,250) | -1,530** (0,605) | -0,326 (0,341) | -1,203* (0,661) |
| Observations | 887 | 620 | 2 190 | 1 512 | 2 936 | 2 042 |
| R-carré | 0,1254 | 0,5604 | 0,0700 | 0,5402 | 0,0548 | 0,5030 |

Écart type entre parenthèses

*** p<0,01; ** p<0,05; * p<0,1

Note : Les équations (19) et (20) considèrent une distance maximale de 1,5 km entre les jeunes et les stations. Les équations (21) et (22) considèrent une distance maximale de 2,5 km. Les équations (23) et (24) considèrent une distance maximale de 3 km. Les effets fixes indiqués au tableau 13.

Tableau 11. Résultats avec la variable de nombre de journées au-dessus de la norme quotidienne

| VARIABLES | (25) | (26) | (27) | (28) | (29) | (30) |
|--|----------------------|----------------------|----------------------|----------------------|---------------------|--------------------|
| g1 : nombre de journées en dessous de la norme | -0,000 (0,000) | -0,000 (0,000) | 0,000 (0,000) | 0,000 (0,000) | 0,000 (0,000) | 0,000 (0,001) |
| g2 : nombre de journées au-dessus de la norme | 0,007** (0,003) | 0,007** (0,003) | 0,003 (0,005) | 0,002 (0,005) | 0,019 (0,019) | 0,020 (0,026) |
| Homme | -0,261*** (0,060) | -0,233*** (0,064) | -0,284*** (0,065) | -0,257*** (0,064) | -0,335** (0,144) | - - |
| Fumeur | 0,037 (0,075) | 0,008 (0,078) | 0,022 (0,081) | -0,011 (0,081) | 0,405 (0,273) | 0,126 (0,391) |
| Asthme | 0,168 (0,108) | 0,165 (0,111) | 0,212 (0,132) | 0,177 (0,131) | 0,401 (0,269) | 0,234 (0,377) |
| Scolarité : aucune | -0,377 (0,699) | -0,504 (0,681) | -0,173 (0,883) | -0,376 (1,024) | -1,067* (0,553) | -1,244* (0,728) |
| Scolarité : secondaire | -0,217 (0,694) | -0,327 (0,675) | 0,001 (0,880) | -0,198 (1,021) | -0,135 (0,390) | -0,065 (0,531) |
| Scolarité : collégiale | -0,357 (0,693) | -0,448 (0,675) | -0,159 (0,880) | -0,347 (1,021) | -0,141 (0,395) | -0,154 (0,551) |
| Scolarité : universitaire | -0,341 (0,696) | -0,464 (0,678) | -0,120 (0,884) | -0,299 (1,025) | -0,215 (0,391) | -0,114 (0,542) |
| Revenu du ménage : 10 000 à 14 999 | 0,605 (0,528) | 0,549 (0,513) | 0,634** (0,261) | 0,665** (0,298) | -0,369 (0,554) | -0,525 (0,792) |
| Revenu du ménage : 15 000 à 19 999 | 0,618 (0,527) | 0,618 (0,511) | 0,532** (0,265) | 0,629** (0,308) | -0,107 (0,560) | -0,155 (0,844) |
| Revenu du ménage : 20 000 à 29 999 | 0,962* (0,499) | 0,967** (0,480) | 0,950*** (0,240) | 1,027*** (0,276) | 0,769* (0,416) | 0,546 (0,624) |
| Revenu du ménage : 30 000 à 39 999 | 0,920* (0,499) | 0,940* (0,482) | 0,775*** (0,251) | 0,851*** (0,288) | 0,598 (0,521) | 0,483 (0,761) |
| Revenu du ménage : 40 000 à 49 999 | 0,815 (0,501) | 0,823* (0,485) | 0,700*** (0,258) | 0,799*** (0,292) | 0,429 (0,531) | 0,454 (0,762) |
| Revenu du ménage : 50 000 à 59 999 | 1,042** (0,500) | 1,010** (0,483) | 0,935*** (0,254) | 0,970*** (0,293) | 0,805 (0,544) | 0,785 (0,809) |
| Revenu du ménage : 60 000 à 79 999 | 0,940* (0,495) | 0,935* (0,478) | 0,861*** (0,237) | 0,919*** (0,278) | 0,818 (0,504) | 0,759 (0,751) |
| Revenu du ménage : 80 000 et plus | 0,983** (0,491) | 1,003** (0,475) | 0,839*** (0,227) | 0,881*** (0,268) | 0,944* (0,508) | 0,931 (0,749) |
| Constante | -0,581 (0,864) | -0,504 (0,839) | -0,697 (0,926) | -0,570 (1,070) | -0,772 (0,634) | -0,725 (0,918) |
| Observations | 1 090 | 1 090 | 1 088 | 1 086 | 651 | 492 |
| R-carré | 0,0395 | 0,0386 | 0,0987 | 0,1231 | 0,5965 | 0,7033 |

Écart type entre parenthèses

*** p<0,01; ** p<0,05; * p<0,1

Note : L'équation (25) ne tient pas compte de l'aspect panel des données. L'équation (26) tient compte de l'aspect panel des données. Les équations (27) à (27) ont des effets fixes indiqués au tableau 13.

Tableau 12. Illustration des effets fixes par régression

| Régressions | (5) | (6) | (7) | (8) | (9) | (10) | (11) | (12) | (15) | (16) | (17) | (18) |
|-------------------------|-----|-----|-----|-----|-----|------|------|------|------|------|------|------|
| Année*province | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x |
| Année de naissance | | x | x | x | | | | x | | x | x | x |
| Code postal | | | x | x | | x | x | x | | | x | x |
| Identifiant de l'enfant | | | | x | | | x | x | | | | x |

Tableau 13. Illustration des effets fixes par régression

| Régressions | (19) | (20) | (21) | (22) | (23) | (24) | (27) | (28) | (29) | (30) |
|-------------------------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|
| Année*province | x | x | x | x | x | x | x | x | x | x |
| Année de naissance | x | | x | | x | | | x | x | x |
| Code postal | | x | | x | | x | | | x | x |
| Identifiant de l'enfant | | | | | | | | | | x |

Bibliographie

1. Ambrey, C., Fleming, C. and Chan, A. (2014). Estimating the cost of air pollution in South East Queensland : An application of the life satisfaction non-market valuation approach. *Ecological Economics*, 97, pp.172-181.
2. Anderson, J., Thundiyil, J., & Stolbach, A. (2011). Clearing the Air : A Review of the Effects of Particulate Matter Air Pollution on Human Health. *Journal Of Medical Toxicology*, 8(2), 166-175. doi : 10.1007/s13181-011-0203-1
3. Anisman, H., Hayley, S. (2012). Inflammatory Factors Contribute to Depression and Its Comorbid Conditions. *Science Signaling*, 5(244), pe45-pe45. doi : 10.1126/scisignal.2003579
4. Bakian, A., Huber, R., Coon, H., Gray, D., Wilson, P., McMahon, W. and Renshaw, P. (2015). Acute Air Pollution Exposure and Risk of Suicide Completion. *American Journal of Epidemiology*, 181(5), pp.295-303.
5. Barrington-Leigh, C. and Behzadnejad, F. (2016). Evaluating the short-term cost of low-level local air pollution : a life satisfaction approach. *Environmental Economics and Policy Studies*, 19(2), pp.269-298.
6. Brunst, K., Ryan, P., Altaye, M., Yoltan, K., Maloney, T., & Beckwith, T. et al. (2019). Myo-inositol mediates the effects of traffic-related air pollution on generalized anxiety symptoms at age 12years. *Environmental Research*, 175, 71-78. doi : 10.1016/j.envres.2019.05.009
7. Casas, L., Cox, B., Bauwelinck, M., Nemery, B., Deboosere, P. and Nawrot, T. (2017). Does air pollution trigger suicide? A case-crossover analysis of suicide deaths over the life span. *European Journal of Epidemiology*, 32(11), pp.973-981.
8. Chen, Y., Ebenstein, A., Greenstone, M., & Hongbin, L. (2013). Evidence on the Impact of Sustained Exposure to Air Pollution on Life Expectancy from China's Huai River Policy. *SSRN Electronic Journal*. doi : 10.2139/ssrn.2291154
9. Cho, J., Choi, Y., Suh, M., Sohn, J., Kim, H., Cho, S., Ha, K., Kim, C. and Shin, D. (2014). Air pollution as a risk factor for depressive episode in patients with cardiovascular disease, diabetes mellitus, or asthma. *Journal of Affective Disorders*, 157, pp.45-51.
10. Cho, J., Choi, Y., Sohn, J., Suh, M., Cho, S., & Ha, K. et al. (2015). Ambient ozone concentration and emergency department visits for panic attacks. *Journal Of Psychiatric Research*, 62, 130-135. doi : 10.1016/j.jpsychires.2015.01.010

11. Commission de la Santé Mentale du Canada (2017), Faire valoir les arguments en faveur des investissements dans le système de santé mentale du Canada à l'aide de considérations économiques.
12. Conseil canadien des ministres de l'Environnement (2012). *Guide pour la vérification de la conformité aux normes canadiennes de qualité de l'air ambiant relatives aux particules et à l'ozone*.
13. Conseil canadien des ministres de l'Environnement (2020). *Air Quality* . [En ligne] <http://airquality-qualitedelair.ccme.ca/fr/> [Consulté le 4 Jan. 2020].
14. Conseil canadien des ministres de l'Environnement (2011). *Protocole de surveillance de la qualité de l'air ambiant relatif aux PM 2,5 et à l'ozone*.
15. Du, G., Shin, K. and Managi, S. (2018). Variability in impact of air pollution on subjective well-being. *Atmospheric Environment*, 183, pp.175-208.
16. Environnement et changement climatique Canada (2018). *Indicateurs canadiens de durabilité de l'environnement : Qualité de l'air*
17. Evans, G., & Jacobs, S. (1981). Air Pollution and Human Behavior. *Journal Of Social Issues*, 37(1), 95-125. doi : 10.1111/j.1540-4560.1981.tb01059.x
18. Ferreira, S. & Moro, M. (2010). On the Use of Subjective Well-Being Data for Environmental Valuation. *Environmental and Resource Economics*, 46(3), pp.249-273.
19. Fichier de conversion des codes postaux (FCCP), guide de référence, 2017. Produit no 92-154-G au catalogue de Statistique Canada.
20. Giovanis, E. and Ozdamar, O. (2016). STRUCTURAL EQUATION MODELLING AND THE CAUSAL EFFECT OF PERMANENT INCOME ON LIFE SATISFACTION : THE CASE OF AIR POLLUTION VALUATION IN SWITZERLAND. *Journal of Economic Surveys*, 30(3), pp.430-459.
21. Gouvernement du Canada (2020). *Emplacement des stations du Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique - Canada.ca* . [En ligne] <https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/pollution-atmospherique/reseau-surveillance->

donnees/programme-national-pollution-atmospherique/emplacement-stations.html
[Consulté le 4 Jan. 2020].

22. Gouvernement du Canada (2020). *Matières particulaires 2,5 et 10 - Canada.ca* . [En ligne] <https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/pollution-atmospherique/polluants/principaux-contaminants/matieres-particulaires.html> [Consulté le 4 Jan. 2020].
23. Gouvernement du Canada (2020). *Programme du Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique - Canada.ca* . [En ligne] <https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/pollution-atmospherique/reseau-surveillance-donnees/programme-national-pollution-atmospherique.html> [Consulté le 4 Jan. 2020].
24. Institut canadien d'information sur la santé (2020). *Les dépenses de santé du Canada atteignent 264 milliards de dollars*. [En ligne] <https://www.cihi.ca/fr/> [Consulté le 4 déc. 2020]
25. Jaakkola, J. (2003). Case-crossover design in air pollution epidemiology. *European Respiratory Journal*, 21(Supplement 40), 81S-85s. doi : 10.1183/09031936.03.00402703
26. Kim, C., Jung, S., Kang, D., Kim, H., Moon, K., Hur, N., Shin, D. & Suh, I. (2010). Ambient Particulate Matter as a Risk Factor for Suicide. *American Journal of Psychiatry*, 167(9), pp.1100-1107.
27. Kim, K., Kabir, E., & Kabir, S. (2015). A review on the human health impact of airborne particulate matter. *Environment International*, 74, 136-143. doi : 10.1016/j.envint.2014.10.005
28. Kim, Y., Ng, C., Chung, Y., Kim, H., Honda, Y., Guo, Y., Lim, Y., Chen, B., Page, L. and Hashizume, M. (2018). Air Pollution and Suicide in 10 Cities in Northeast Asia : A Time-Stratified Case-Crossover Analysis. *Environmental Health Perspectives*, 126(3), p.037002.
29. Lee, H., Kim, H. and Myung, W. (2018). Ambient Air Pollution & Completed Suicide in 26 South Korean Cities : Effect Modification by Demographic and Socioeconomic Factors. *ISEE Conference Abstracts*, 2018(1).
30. Lim, Y., Kim, H., Kim, J., Bae, S., Park, H. & Hong, Y. (2012). Air Pollution and Symptoms of Depression in Elderly Adults. *Environmental Health Perspectives*, 120(7), pp.1023-1028.

31. Lin, G., Li, L., Song, Y., Zhou, Y., Shen, S. & Ou, C. (2016). The impact of ambient air pollution on suicide mortality : a case-crossover study in Guangzhou, China. *Environmental Health*, 15(1).
32. Liu, W., Sun, H., Zhang, X., Chen, Q., Xu, Y., Chen, X. & Ding, Z. (2018). Air pollution associated with non-suicidal self-injury in Chinese adolescent students : A cross-sectional study. *Chemosphere*, 209, pp.944-949.
33. Maclure, M. (1991). The Case-Crossover Design : A Method for Studying Transient Effects on the Risk of Acute Events. *American Journal Of Epidemiology*, 133(2), 144-153. doi : 10.1093/oxfordjournals.aje.a115853
34. Mehta, A., Kubzansky, L., Coull, B., Kloog, I., Koutrakis, P., & Sparrow, D. et al. (2015). Associations between air pollution & perceived stress : the Veterans Administration Normative Aging Study. *Environmental Health*, 14(1). doi : 10.1186/1476-069x-14-10
35. Menz, T. (2011). Do people habituate to air pollution? Evidence from international life satisfaction data. *Ecological Economics*, 71, pp.211-219.
36. Min, J., Kim, H. & Min, K. (2018). Long-term exposure to air pollution and the risk of suicide death : A population-based cohort study. *Science of The Total Environment*, 628-629, pp.573-579.
37. Orru, K., Orru, H., Maasikmets, M., Hendrikson, R. & Ainsaar, M. (2015). Well-being and environmental quality : Does pollution affect life satisfaction?. *Quality of Life Research*, 25(3), pp.699-705.
38. Our World in Data, *Particulate matter air pollution*. (2020). Retrieved 12 June 2020, from <https://ourworldindata.org/grapher/pm25-air-pollution>
39. Power, M., Kioumourtzoglou, M., Hart, J., Okereke, O., Laden, F., & Weisskopf, M. (2015). The relation between past exposure to fine particulate air pollution and prevalent anxiety : observational cohort study. *BMJ*, h1111. doi : 10.1136/bmj.h1111
40. Pun, V., Manjourides, J., & Suh, H. (2017). Association of Ambient Air Pollution with Depressive and Anxiety Symptoms in Older Adults : Results from the NSHAP Study. *Environmental Health Perspectives*, 125(3), 342-348. doi : 10.1289/ehp494
41. Signoretta, P., Buffel, V. & Bracke, P. (2019). Mental wellbeing, air pollution and the ecological state. *Health & Place*, 57, pp.82-91.

42. Statistique Canada (2020). *À propos de l'Enquête longitudinale nationale sur les enfants et les jeunes (ELNEJ)* . [En ligne] <https://www150.statcan.gc.ca/n1/pub/89-599-m/2008005/5200191-fra.htm> [Consulté le 4 décembre 2020].
43. Statistique Canada (2009). *Enquête longitudinale nationale sur les enfants et les jeunes : Guide de l'utilisateur des microdonnées, cycle 8.*
44. Statistique Canada (2009). *Enquête longitudinale nationale sur les enfants et les jeunes : Aperçu d'enquête pour la collecte des données de 2008-2009, Cycle 8.*
45. Statistique Canada (2020). *Enquête longitudinale nationale sur les enfants et les jeunes (ELNEJ)* . [En ligne] https://www23.statcan.gc.ca/imdb/p2SV_f.pl?Function=getSurvey&Id=56797 [Consulté le 4 Jan. 2020].
46. Statistique Canada (2020). *Système de soins de santé du Canada - Canada.ca*. Retrieved 28 November 2020, from <https://www.canada.ca/fr/sante-canada/services/systeme-soins-sante-du-canada.html>
47. Szyszkowicz, M., Kousha, T., Kingsbury, M. & Colman, I. (2016). Air Pollution and Emergency Department Visits for Depression : A Multicity Case-Crossover Study. *Environmental Health Insights*, 10, p.EHI.S40493.
48. Szyszkowicz, M., Rowe, B. & Colman, I. (2009). Air pollution and daily emergency department visits for depression. *International Journal of Occupational Medicine and Environmental Health*, 22(4).
49. Szyszkowicz, M., Thomson, E., Colman, I. & Rowe, B. (2018). Ambient air pollution exposure and emergency department visits for substance abuse. *PLOS ONE*, 13(6), p.e0199826.
50. Szyszkowicz, M. (2007). Air Pollution and Emergency Department Visits for Depression in Edmonton, Canada. *International Journal of Occupational Medicine and Environmental Health*, 20(3).
51. Vandecasteele, L., Debels, A. (2006). Attrition in Panel Data : The Effectiveness of Weighting. *European Sociological Review*, 23(1), 81-97. doi : 10.1093/esr/jcl021
52. Vert, C., Sánchez-Benavides, G., Martínez, D., Gotsens, X., Gramunt, N., Cirach, M., Molinuevo, J., Sunyer, J., Nieuwenhuijsen, M., Crous-Bou, M. & Gascon, M. (2017). Ef-

fect of long-term exposure to air pollution on anxiety and depression in adults : A cross-sectional study. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 220(6), pp.1074-1080.

53. World Health Organization (2002), World health report 2002.
54. Xing, Y., Xu, Y., Shi, M. & Lian, Y. (2015). The impact of PM2.5 on the human respiratory system, *Journal of Thoracic Disease* 8(1), E69–E74 (2016). doi : 10.3978/j.issn.2072-1439.2016.01.19
55. Yolton, K., Khoury, J., Burkle, J., LeMasters, G., Cecil, K. & Ryan, P. (2019). lifetime exposure to traffic-related air pollution and symptoms of depression and anxiety at age 12 years. *Environmental Research*, 173, pp.199-206.
56. Yuan, L., Shin, K. & Managi, S. (2018). Subjective Well-being and Environmental Quality : The Impact of Air Pollution and Green Coverage in China. *Ecological Economics*, 153, pp.124-138.
57. Zeng, Y., Lin, R., Liu, L., Liu, Y. & Li, Y. (2019). Ambient air pollution exposure and risk of depression : A systematic review and meta-analysis of observational studies. *Psychiatry Research*, 276, pp.69-78.
58. Zhang, X., Zhang, X. & Chen, X. (2017). Valuing Air Quality Using Happiness Data : The Case of China. *Ecological Economics*, 137, pp.29-36.
59. Zijlema, W., Wolf, K., Emeny, R., Ladwig, K., Peters, A., Kongsgård, H., Hveem, K., Kvaløy, K., Yli-Tuomi, T., Partonen, T., Lanki, T., Eeftens, M., de Hoogh, K., Brunekreef, B., Stolk, R. & Rosmalen, J. (2016). The association of air pollution and depressed mood in 70,928 individuals from four European cohorts. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 219(2), pp.212-219.